

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta

Studijní obor: Agroekologie

Katedra chemie

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Využití bioakumulačních schopností vodních rostlin a mechů k
posouzení znečištění vodárenského toku horní Malše vybranými
rizikovými prvky**

**Vedoucí diplomové práce:
Ing. Jaroslav Švehla, Csc.**

Autor: Bc. Ivana Beděrková

**Konzultant diplomové práce:
Mgr. Jan Kučera, Ph.D.**

České Budějovice 2009

Anotace:

Cílem diplomové práce bylo využití bioakumulačních schopností vodních rostlin, a zvláště mechů, pro monitoring výskytu rizikových prvků v povrchových vodách. Práce hodnotí obsah rizikových prvků v těchto bioindikátorech ve vztahu ke kvalitě vodárenského toku Malše. Vodní mechy citlivě odrážejí stav vodního prostředí a potvrzují z hlediska obsahu sledovaných prvků (chrom, arsen, zinek, olovo, kadmium, rtuť a uran) velmi dobrou kvalitu vody horní Malše a její vhodnost k vodárenskému využití.

Annotation:

The aim of the graduation theses was the using bioaccumulation efficiency of plants, especially water mosses, for the monitoring of the occurrence of risk elements in surface waters. The graduation theses assess the content of risk elements in this bioindicators in relation to quality of water supply river Malše. Water mosses susceptibly reflect the statement of water environment and they confirm very good quality of water in river Malše and its usability as water supply river in term of content of monitored risk elements (chrome, arsenic, zinc, lead, cadmium, mercury and uranium).

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a s použitím uvedené literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Ivana Beděrková

V Českých Budějovicích 30. dubna 2009

Na tomto místě bych ráda poděkovala všem, kteří přispěli jakýmkoliv způsobem ke vzniku této práce.

Především děkuji vedoucímu diplomové práce Ing. Jaroslavu Švehlovi, CSc. za vedení a odbornou pomoc poskytnutou při zpracování této práce. Dále bych chtěla poděkovat konzultantu Mgr. Janu Kučerovi, CSc. za poskytnuté rady a odbornou pomoc a Ing. Ivě Chmelové a Ing. Luboši Bodlákovi za poskytnutá data.

Na závěr bych chtěla poděkovat své matce za poskytnuté zázemí, trpělivost a podporu a tím umožnění studia na vysoké škole a svému podpůrnému týmu - své sestře, přátelům a psům.

Tato práce byla součástí výzkumného záměru ZF JCU: MSM 6007665806 - *„Trvale udržitelné způsoby hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním.“* A též MSM 122200003 – *„Interakce chemických složek v ekosystému povrchových vod.“*

Obsah

1. Úvod.....	7
2. Literární rešerše.....	8
2. 1. Biomonitoring těžkých kovů pomocí vodních rostlin.....	8
2. 1. 1. Hyperakumulace vodními rostlinami.....	8
2. 1. 2. Těžké kovy v přírodních nekontaminovaných sladkovodních systémech.....	9
2. 1. 3. Těžké kovy ve vodních cévnatých rostlinách.....	9
2. 1. 4. Prostředové a fyziologické faktory způsobující toxicitu prvků a jejich příjem vyššími cévnatými rostlinami.....	10
2. 2. Praktické aplikace vyšších cévnatých rostlin pro sledování čistoty vody.....	11
2. 2. 1. Monitoring čistoty vody.....	11
2. 3. Vodní mechy.....	16
2. 3. 1. Faktory ovlivňující akumulaci schopnosti vodních mechu (autochtonních i transplantovaných).....	17
2. 3. 2. Vodní mechy používané k biomonitoringu radioaktivních prvků.....	20
2. 3. 3. Metodiky sběru a kultivace vodních mechu.....	21
3. Charakteristika území.....	27
3. 1. Českokrumlovsko a Novohradské podhůří.....	27
3. 1. 1. Řeka Malše.....	30
3. 1. 2. Řeka Černá a Pohořský potok.....	31
3. 1. 3. Říčka Tichá.....	31
4. Metodika.....	32
4. 1. Odběr vzorků.....	32
4. 2. Laboratorní zpracování vzorků.....	33
4. 2. 1. Analýza vody.....	34
4. 2. 2. Analýza mechu.....	34
5. Výsledky.....	35
5. 1. Jarní a letní aspekt 2008.....	35
5. 1. 1. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 24.6.2008 v mechu <i>Platyhypnidium riparioides</i>	35
5. 1. 2. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 24.6.2008 v mechu <i>Fontinalis antipyretica</i>	36
5. 1. 3. Porovnání akumulčních schopností mechu - 24.6.2008.....	39
5. 2. Podzimní aspekt 2008.....	42
5. 2. 1. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 25.9.2008 v mechu <i>Platyhypnidium riparioides</i>	42
5. 2. 2. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 25.9.2008 v mechu <i>Fontinalis antipyretica</i>	43
5. 2. 3. Porovnání akumulčních schopností mechu – 25.9.2008.....	44
5. 3. Časové řady.....	48
5. 3. 1. Tichá u Sv. Kamene.....	48
5. 3. 2. Malše - Dolní Dvořiště.....	49
5. 3. 3. Černá u Líčova.....	50
5. 3. 4. Pohořský potok u Líčova.....	51
5. 3. 5. Ostatní lokality.....	55
6. Diskuze.....	57
6.1. Toxické prvky ve vodních meších a ve vodě.....	57

<u>6.1.1. Arsen.....</u>	<u>57</u>
<u>6.1.2. Chrom a zinek.....</u>	<u>57</u>
<u>6.1.3. Kadmium.....</u>	<u>58</u>
<u>6.1.4. Olovo.....</u>	<u>58</u>
<u>6.1.5. Rtuť.....</u>	<u>59</u>
<u>6.1.6. Uran.....</u>	<u>59</u>
<u>6.2. Vývoj v čase.....</u>	<u>59</u>
<u>6.3. Antropogenní vstupy.....</u>	<u>59</u>
<u>6.4. Vodní mechy a biomonitoring</u>	<u>60</u>
<u>7. Závěr.....</u>	<u>62</u>
<u>8. Seznam použité literatury.....</u>	<u>63</u>
<u>A2: Obsahy prvků v meších [mg/kg sušiny] a ve vodě [µg/l] z 24.6.2008</u>	<u>71</u>
9. Přílohy	

1. Úvod

Kontaminace životního prostředí rizikovými prvky je stálým problémem a je potřeba toto znečištění nějakým způsobem sledovat a vyhodnocovat a poté stanovit nejlepší způsob nápravy. Pro monitoring se v dnešní době používá mnoho metod a jednou z nejvhodnějších se jeví použití živých organismů, zvláště rostlin. Vodní mechy mají značnou schopnost bioakumulace zejména kovů a proto se používají jako bioindikátory poměrně často.

Monitoring kvality vody v řece Malši a jejích přítocích je velmi důležitý zejména proto, že se na jejím toku nachází vodárenská nádrž Římov, ze které čerpá pitnou vodu většina jižních Čech.

Cílem diplomové práce bylo sestavit literární rešerši, která mapuje vhodné bioindikátory znečištění povrchových vod těžkými kovy se zaměřením na vodní mechy, analýza vlastních vzorků vodních mechů získaných z toku horní Malše nad vodárenskou nádrží Římov a posouzení znečištění vody rizikovými prvky.

2. Literární rešerše

2. 1. Biomonitoring těžkých kovů pomocí vodních rostlin

2. 1. 1. Hyperakumulace vodními rostlinami

Vodní cévnaté rostliny s makroskopickými řasami jsou komplexně nazývány makrofyta. Jejich schopnost koncentrovat prvky z vodního prostředí byla poprvé shrnuta Hutchinsonem (1975), který zjistil, že hladina potenciálně toxických prvků jako kadmium, olovo a rtuť byla v rostlinách nejméně o řád vyšší než v médiu, ve kterém rostly.

Vycházejíce z Hutchinsonova (1975) souhrnu, Outridge a Noller (1991) formulovali následující standardy:

- koncentraci vybraných prvků v přírodních sladkovodních systémech
- hladiny prvků v makrofytech rostoucích v nekontaminovaných systémech
- medián a maximální koncentrace prvků v makrofytech rostoucích v kontaminovaných vodách
- metabolismus a poměr příjmu k vylučování
- faktory prostředí, které určují příjem prvků těmito rostlinami
- důležitost těchto rostlin v oblasti biogeochemie a při vstupu stopových prvků do potravních řetězců
- prvky, které jsou nejvíce toxické pro sladkovodní cévnaté rostliny a porovnání jejich toxicity pro řasy
- význam příjmu stopového prvku pro čištění odpadních vod a biomonitoring znečištění.

V praktických podmínkách budí poslední téma možná největší zájem ze strany vědců zabývajících se teorií a užitím „biočištění“ vodních systémů.

Těžké kovy je výraz často užívaný k popsání některých stopových prvků. Je to zavádějící termín, který může zahrnovat i poněkud „lehké“ prvky jako berylium. Byl navržen Nieboorem a Richardsonem (1980), těžké kovy jsou často spojovány s toxicitou vůči biotům, přestože některé, jako např. Mangan, uran či zinek nejsou nijak zvlášť toxické pro některé rostliny.

Mezi druhy rostlin uvažovaných pro biomonitoring patří:

- kořenící vynořené rostliny, které koření v sedimentech na dně
- rostliny splývající na hladině jako vodní hyacint a okřehek, které nekoření v sedimentu na dně
- kořenící ponořené rostliny s listy a květy pod vodou
- volně plovoucí ponořené rostliny (submerzní)
- kořenící rostliny s plovoucími listy jako leknín
- rostliny s volně se vznášejícími listy ve vodním sloupci

2. 1. 2. Těžké kovy v přírodních nekontaminovaných sladkovodních systémech

Prvkové složení nekontaminovaných sladkých vod určil Turekian (1969) a je zobrazeno ve druhém sloupci tabulky č.1. Hodnoty jsou samozřejmě poněkud nepřesné, částečně kvůli analytické chybě zahrnuté v odhadech v rozmezí ng/g a částečně kvůli problému se zobecněním k veškeré hydrosféře z relativně malého počtu řek. Je vidět z tabulky č.1, že v přírodních nekontaminovaných sladkých vodách je výskyt prvků extrémně nízký a ve většině případů v rozmezí ng/ml ($\mu\text{g/l}$) (= ppb).

Tab.1: Koncentrace prvků (v $\mu\text{g/ml}$ pro vody a $\mu\text{g/g}$ suché váhy pro sladkovodní cévnaté rostliny-FVP)

PRVEK	A	B	C	D	E	C/A
Ag	0.003	0.06	0.15	0.12	67	500
As	0.002	0.20	2.7	1.4	1200	1350
Cd	0.0002	0.64	1.0	1.4	90	5000
Co	0.0002	0.48	0.32	0.37	350	1600
Cr	0.001	0.23	4.0	2.8	65	4000
Cu	0.007	14	7.9	42	190	1128
Hg	0.0001	0.015	0.50	0.58	1000	5000
Mn	0.007	630	370	430	8370	52,857
Mo	0.001	0.90	12	-	-	12,000
Ni	0.0003	2.7	4.2	6.1	290	14,000
Pb	0.003	2.7	6.1	27	1200	2033
Se	0.0002	0.2	1.0	0.30	21	5000
U	0.00004	0.04	0.50	0.05	1.1	12,500
V	0.0009	1,6	3.6	-	-	4000
Zn	0.02	100	52	47	7030	2600

A -nekontaminované říční vody (Turekian, 1969), B-suchozemské rostliny (Bowen, 1966), C-mediánové hodnoty pro nekontaminované FVP, D- mediánové hodnoty pro kontaminované FVP, E-maximální hodnota pro kontaminované FVP, C/A-akumulační faktor pro FVP rostoucí v nekontaminovaných vodách. Dle Outridge a Nollera (1991).

2. 1. 3. Těžké kovy ve vodních cévnatých rostlinách

Outridge a Noller (1991) sestavili následující přehled použitím dat v tabulce č.1.

- mangan byl nejsilněji absorbovaným prvkem následovaný v sestupném pořadí zinkem, molybdenem, mědí a olovem
- vodní cévnaté rostliny obsahovaly vyšší koncentrace stříbra, arsenu, kadmia, chromu, rtuti, niklu, olova, selenu a uranu než suchozemské rostliny, zatímco obsah kobaltu, mědi, manganu a vanadu byl stejný u obou skupin:
- koncentrace arsenu, kadmia, kobaltu, chromu a uranu byly všeobecně vyšší v ponořených rostlinách než v ostatních vyšších cévnatých rostlinách

- kořeny obvykle obsahovaly vyšší koncentrace těžkých kovů než nadzemní části rostlin
- maximální výskyt prvků ve vyšších cévnatých rostlinách byl obvykle o jeden až dva řády vyšší než přirozeně se vyskytující hodnoty, ačkoli medián koncentrace nebyl většinou velmi rozdílný.

Může se zdát, že všeobecně vyšší hodnoty prvkových koncentrací v kořenech ukazují, že tyto těžké kovy jsou absorbovány více ze sedimentů spíše než z vody. Sedimenty jsou ve většině případů vzniklé usazováním částic z vod a musí zde proto být nějaký stupeň stálé úměry mezi těmito dvěma fázemi (Outridge a Noller, 1991).

2. 1. 4. Prostřed'ové a fyziologické faktory způsobující toxicitu prvků a jejich příjem vyššími cévnatými rostlinami

Outridge a Noller (1991) poukázali, že příjem těžkých kovů a jejich zadržování makrofyty je řízen čtyřmi hlavními faktory:

- geochemií sedimentu
- fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody
- fyziologií rostliny
- genotypovými rozdíly

První dva určují formu kovu v sedimentu a vodách, zatímco poslední dva řídí schopnost rostlin akumulovat pro rostlinu přijatelné formy kovů.

Otázka druhu je velmi důležitá v rozhodování, jaký objem daných prvků makrofyta přijme nebo bude pro ně toxický. Je méně pochopitelné, že jakýkoli prvek může mít celé rozmezí různých biologických dostupností kvůli fyziologickým rozdílům s respektem k cestám a mechanismům příjmu (Leppard, 1983).

Biologická dostupnost prvku pro základní druhy vyšších cévnatých rostlin je složitější a proto hůře pochopitelná než v případě jiných vodních biot jako např. ryby. Vyšší cévnaté rostliny obvykle akumulují těžké kovy absorpcí následované pasivním nebo aktivním transportem přes membrány (Forstner a Wittman, 1981; Smies, 1983).

Outridge a Noller (1991) ukázali, že chemicko-fyzikální faktory, které zvyšují rozpustnost kovů (jako např. okyselování jezer) také pravděpodobně zvyšují koncentrace kovů ve vyšších cévnatých rostlinách kvůli lepší rozpustnosti kovů v sedimentech.

Kationty kovů s komplexně vázanou vodou a rozpustné komplexy kovů jsou pro rostlinu nejvíce dostupné, zatímco redukováné kovy v sedimentech jsou téměř kompletně nepoužitelné pro rostliny kvůli malé rozpustnosti až nerozpustnosti většiny sulfidů kovů.

Hladiny kovů ve většině makrofyt vykazují typický sezónní průběh s jarním maximem následovaného stálým poklesem v průběhu léta. Toto bývá přičítáno fyziologickým změnám určeným prostředím zahrnujících translokaci mezi

nadzemními a podzemními částmi rostliny. Povlak obsahující železo na kořeni hraje důležitou roli ve využitelnosti a příjmu kovů z redukovaných sedimentů.

Makrofyta jsou důležitá v cyklu sedimentárních stopových prvků-začíná příjmem kořeny, pokračuje sekrecí do vody a absorpcí kovů detritem, který se může dostat do sedimentů. Pokusy s toxicitou prvků ukázaly, že stříbro, arsen, chrom, měď, rtuť a nikl jsou pro makrofyta asi 10x toxičtější než zinek a olovo. Měď je jeden z nejtoxičtějších z uvedených prvků a její účinek je viditelný v koncentracích 0,05-0,15 µg/ml. Ve srovnání s fytoplanktonem, makrofyta jsou 10-100x méně citlivá k většině prvků (kromě mědi), ke které jsou citlivá stejně.

2. 2. Praktické aplikace vyšších cévnatých rostlin pro sledování čistoty vody

2. 2. 1. Monitoring čistoty vody

Sladkovodní cévnaté rostliny mohou být užity pro biomonitoring kontaminovaných vod a mají několik přirozených výhod nad řasami:

- delší životní cykly
- vyšší stupeň tolerance k většině prvků včetně těžkých kovů většinou odpovědných za znečištění
- jejich biomasa je mnohem větší než v případě řas, takže pro chemické analýzy je dosažitelný větší vzorek.

Phillips (1977) navrhl následující nutné požadavky pro vodní cévnaté rostliny, aby mohly být vhodným bioindikátorem:

- měly by být jednoduše pěstovatelné nebo široce rozšířené v oblasti
- měly by koncentrovat prvky nad práh limitů detekce analytických metod, které jsou používány
- musí zde být statisticky významný vztah mezi nadbytkem daného prvku v rostlině a jeho koncentrací v okolní vodě.

Několik vodních cévnatých rostlin bylo navrženo jako vhodné pro biomonitoring stopových prvků ve vodách. Tyto jsou shrnuty v tabulce č.2.

Druhy v tabulce č.2 byly Nollerem a Outridgem (1991) rozříděny na základě jejich velmi vysoké schopnosti akumulace stopových prvků z okolní vody. Daleko důležitější je, že je tu staticky významný vztah mezi abundancí prvku ve vodě a v rostlině.

Obvykle není dobrá korelace mezi výskytem prvků v sedimentech a v kořenicích vodních rostlinách. Ve skutečnosti Campbell a kolektiv (1985) našli méně než 30 význačných vztahů ve 100 případech, které prozkoumali.

Pro účely sledování jakosti vod se zdá logické, že volně plovoucí rostliny by měly být užívány místo kořenicích druhů, protože čerpají živiny výhradně z vodního sloupce. Sprenger a McIntosh (1989) našli statisticky významný vztah pro volně plovoucí bublinatku červenou (*Utricularia purpurea*).

Tab.2: Sladkovodní cévnaté rostliny navržené pro biomonitoring stopových prvků ve vodách

Druhy	As	Cd	Co	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>Callitriche platycarpa</i>				+					
<i>Ceratophyllum demersum</i>		+						+	
<i>Eichhornia crassipes</i>	+	+			+			+	
<i>Elodea canadensis</i>	+		+	+			+		
<i>E. nutallii</i>		+	+					+	+
<i>Equisetum arvense</i>				+					+
<i>E. fluviatile</i>								+	+
<i>Myriophyllum exalbescens</i>									+
<i>M. verticillatum</i>	+		+	+		+			
<i>Nuphar lutea</i>				+					
<i>Potamogeton perfoliatus</i>						+			+
<i>P. richardsonii</i>			+	+				+	+

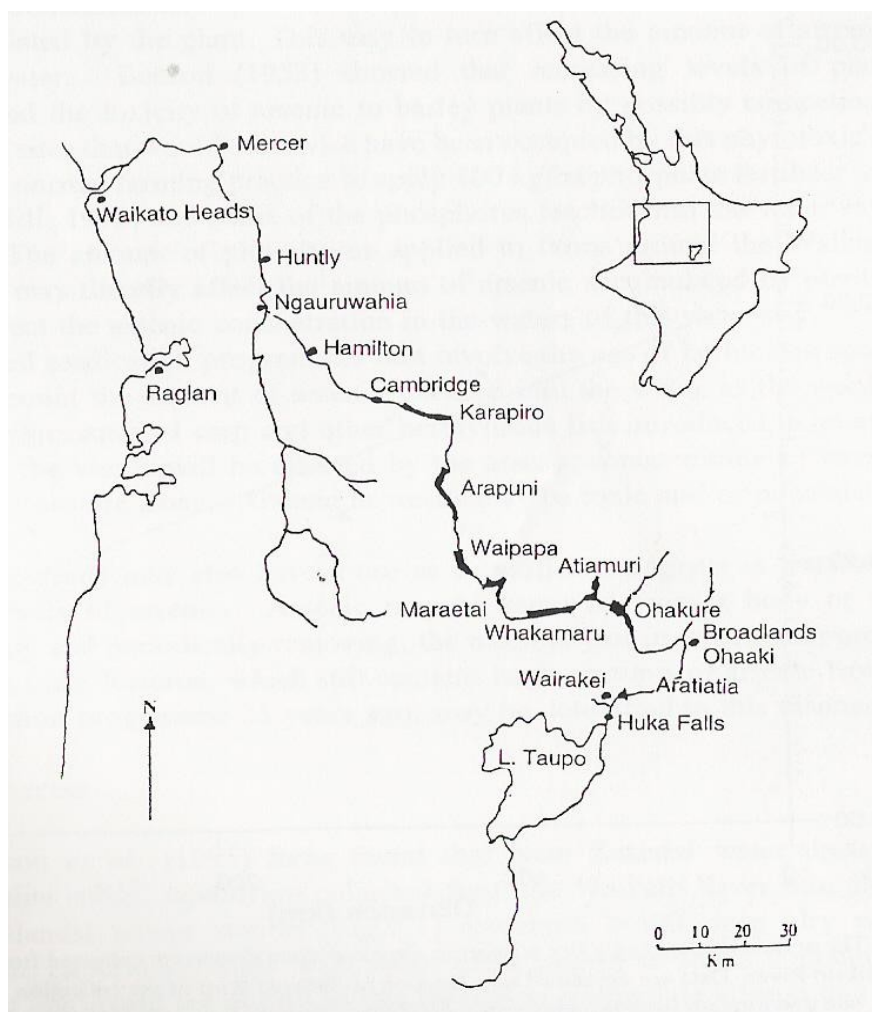
Zdroje: různé, zkomplezováno Ouzridgem a Nollerem (1991).

2.2.1.1. Růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*), douška hustolistá (*Egeria densa*) a spirálovka větší (*Lagarosiphon major*)

Tyto rostliny jsou velmi běžné ve vodních tocích mírného pásu a hyperakumulují arsen uvolněný geotermální aktivitou na Novém Zélandu. Neobyčejná akumulace arsenu vodními cévnatými rostlinami na tomto území byla prvně zmíněna Reayem (1972), který našel 650 µg/g (sušiny) v *Ceratophyllum demersum*. Později Liddle (1982) hlásil koncentrace arsenu 265-1121 µg/g (sušiny) pro ty samé druhy nasbírané na tomto území.

Více výzkumů prováděl Robinson a kol. (1995) ve studii o *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum* a *Lagarosiphon major* z řeky Waikato (obrázek 1). Průměry a rozmezí obsahu arsenu (µg/g sušiny) jsou následující: *Ceratophyllum demersum* 378 a 44-1160; *Egeria densa* 488 a 94-1120. *Lagarosiphon major* z Huka Falls na horním toku z geotermálního území obsahoval 11 µg/g, zatímco stejné druhy z jezera Aratiatia za geotermálním územím měly 300 µg/g tohoto prvku. *Ceratophyllum demersum* se vyskytuje severně od jezera Aratiatia. *Lagarosiphon major* se vyskytuje mezi jezerem Taupo a Broadlands, kde byl nahrazen *Egeria densa*. Všechny druhy měly koncentrace arsenu nad 1200 µg/g (0,12%) sušiny.

Obr.1: Mapa říčního systému Waikato na Severním ostrově Nového Zélandu

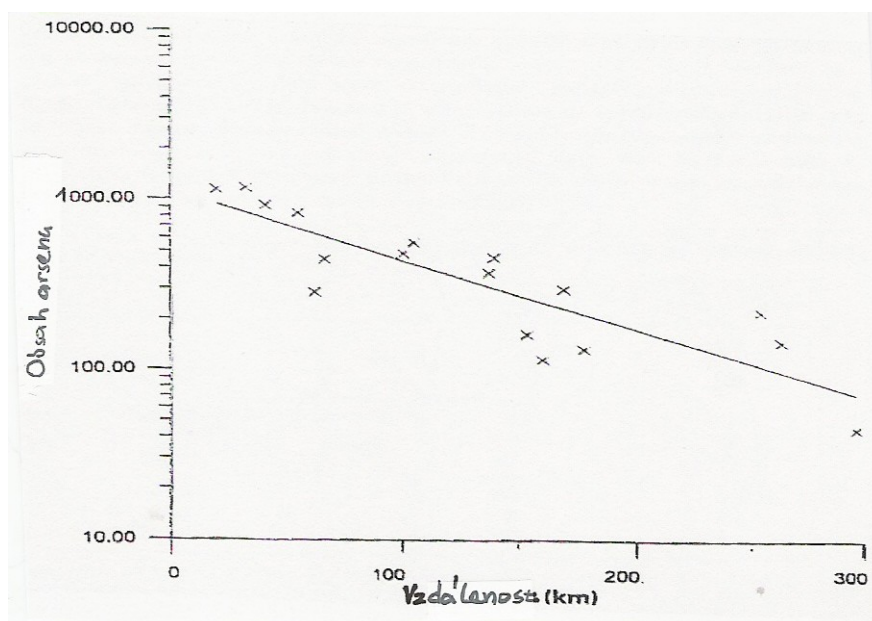


Egeria densa a *Ceratophyllum demersum* měly koncentrace arsenu, které mají vysoce významnou inverzní korelaci ($r = -0,86$ a $r = -0,76$ navzájem) se vzdáleností rostliny od dolního toku (obr.2). Tyto výsledky ukazují, že zmíněná vodní makrofyta aktivně získávají arsen z vody, ve které rostou.

Koncentrace arsenu v *Ceratophyllum demersum* odhalila vysoce významnou pozitivní korelaci ($r = 0,65$) s obsahem arsenu ve vodě, ze které byla rostlina vyňata. Koncentrace arsenu v rostlině byla asi 10.000x vyšší než v okolní vodě. Koncentrace arsenu v *Egeria densa* neodhalila žádnou významnou korelaci ($r = 0,41$) s vodou, ve které rostla. Tyto výsledky naznačují, že *Ceratophyllum demersum* může být také užíváno jako biomonitor hladin arsenu ve vodách.

Vysoké koncentrace arsenu v rostlinách by mohly být výsledkem toho, že její čerpají stejným procesem jako stopové prvky. Arsen má některé chemické vlastnosti shodné s fosforem, který je pro rostliny základní makroživinou. Akumulace arsenu ale nemusí souviset s příjmem fosforu. Tato možnost je podpořena zjištěním, že téměř všechny testované rostliny, které rostou ve vodách s různými hladinami arsenu, akumulují arsen srovnatelnou měrou.

Obr. 2: Obsah arsenu ($\mu\text{g/g}$ suché váhy) v *Ceratophyllum demersum* odebraného z řeky Waikato. Údaje jsou vyjádřeny jako funkce vzdálenosti (km) odběrového místa po proudu od zdroje-jezera Taupo (Robinson, 1994).



Koncentrace fosforu ve vodě může ovlivnit sumu arsenu nakumulovaného rostlinami. To by mohlo způsobovat obrácení příjmu arsen/fosfor vlivem sumy arsenu v říční vodě. Benson (1953) dokázal, že vzrůstající hladiny fosforu snížily toxicitu arsenu k rostlinám ječmene vlivem možnosti jeho vytěsnění ze systému, které jinak bývají obsazeny tímto fytotoxickým prvkem.

Je normální zemědělskou praktikou používat 400 kg/ha fosfátového hnojiva k zúrodnění půd (Hill, 1975) a nějaký fosfor se vyluhovává do řek a vodních ploch na daném území. Množství fosforu užitého farmařením v povodí řeky Waikato může významně ovlivnit sumu arsenu akumulovaného rostlinami, které způsobí změnu koncentrace arsenu ve vodách tohoto vodního systému.

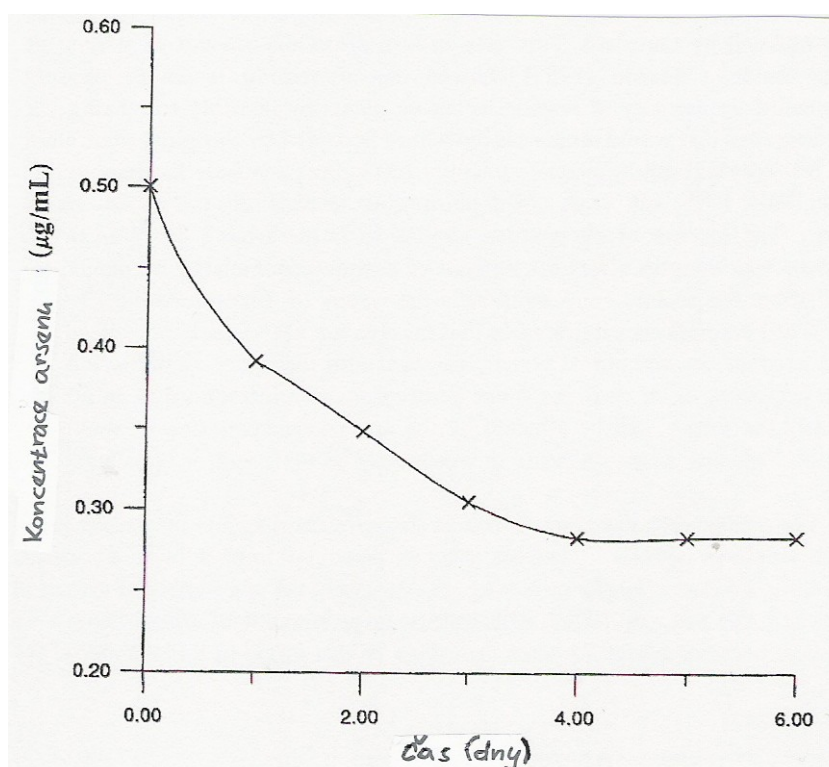
Způsoby odstraňování plevelů, které zahrnují užití herbicidů, potřebují vypočítat sumu arsenu uvolněného do vody tak, jak ho rostliny rozkládají. Do tohoto pokusu byl zapojen kapr a další herbivorní druhy ryb ke kontrole vodních rostlin, které budou působit koncentrací arsenu v zóně Taupo Volcanic. Arsen v rostlinách by mohl být toxický nebo nechutný pro ryby.

Vodní rostliny by mohly také mít použití jako detoxikační činitelé ve vodních cestách s vysokými hladinami arsenu. Arsen by mohl být odstraněn z vodního tělesa růstem a periodickým odklizením makrofyt z části areálu. Jezera jako Rotoroa, které stále obsahuje obrovské množství arsenu z odstraňování plevelů, které probíhalo před 35 lety, by mohla být detoxikována tímto způsobem.

2.2.1.2. Potočnice lékařská (*Nasturtium officinale*)

Robinson a kol.(1995) zjistili, že potočnice lékařská (*Nasturtium officinale*) odebraná z řeky Waikato blízko elektrárny Ohaaki (obr.1) (Broadlands) obsahovala více jak 400 $\mu\text{g/g}$ (sušiny) arsenu. Laboratorní pokusy s potočnicí rostoucí v nádržích obsahujících přidáný arsen potvrdily schopnost tohoto druhu akumulovat arsen na úrovni nejméně o řád vyšším než v okolní vodě.

Obr. 3: Laboratorní studie koncentrace arsenu v potočnici lékařské (*Nasturtium officinale*) ve srovnání s okolní vodou (Robinson, 1996).



Obr. 3 ukazuje vztah mezi arsenem v rostlinách a v okolních vodách. Korelace je extrémně dobrá a ukazuje, že potočnice by také měla být využívána pro biomonitoring výskytu arsenu ve vodách. Hladiny arsenu v rostlinách rostoucích v laboratorních podmínkách byly nicméně kolem pěti řádů nižší než v rostlinách rostoucích v řece Waikato. Bylo to přičítáno množství faktorů zahrnujících pravděpodobnost, že laboratorní rostliny byly obklopeny redukováným arsenem (trojmocným) místo silněji absorbovatelného pětimocného, silně rozšířeného v přírodních podmínkách. Dalším faktorem je, že v přírodě potočnice lékařská koření v sedimentu obsahujícím průměrně kolem 95 $\mu\text{g/g}$ arsenu. Bylo doporučeno nekonzumovat potočnici ve vodách obsahujících více jak 0,05 $\mu\text{g/ml}$ arsenu (hlavně řeka Waikato mezi Wairakei a Atiamuri). Tyto studie jsou důležité zejména v oblasti zdraví obyvatel.

2.2.1.3. Další plovoucí vodní cévnaté rostliny

Dále je uvedena krátká zmínka o užití plovoucích rostlin (*Lemna minor*) a vodním sametu (*Azolla pinnata*). Wahaab a kol. (1995) studovali příjem mědi a trojmocného chromu okřehkem (*Lemna minor*). Shledali, že dopad světla byl hlavním činitelem růstu, rostliny zdvojnásobily velikost každé tři dny v nejpříznivějších podmínkách. Když rostly ve vodě obsahující 0,25 a 1 $\mu\text{g/ml}$ mědi a chromu najednou, rychlosti příjmu byly 80-333 a 250-667 mg/den/m^2 vodní hladiny. Maximální hladiny příjmu byly 1-2 g kovu/kg sušiny.

Podobný sled experimentů byl proveden Jainem a kol. (1989) použitím okřehku a *Azolla pinnata*, ve kterých laboratorní pokusy studovaly příjem železa a mědi z roztoků obsahujících 1, 2, 4 a 8 $\mu\text{g/ml}$ těchto dvou prvků. Rychlost růstu nepatrně klesla s rostoucími koncentracemi jednoho z obou prvků pro oba druhy. Po čtrnácti dnech se bioakumulační koeficient (rostlina/voda) přiblížil 1000 pro oba prvky v obou druzích pro vody obsahující 8 $\mu\text{g/ml}$ prvku.

2. 3. Vodní mechy

Vodní mechorosty jsou studovány a používány jako biologické indikátory kvality vody již více než 30 let. Výzkumné studie mechanismů bioakumulace kovů ve vodním prostředí se slibně rozvíjí.

Biologický indikátor (bioindikátor) je takový organismus nebo skupina organismů, které jsou s použitím biochemických, fyziologických, cytologických, etologických nebo ekologických parametrů schopné vhodně a spolehlivě charakterizovat stav ekosystémů, a co nejdříve zobrazit jejich přirozené nebo indukované změny (Blandin, 1986).

Vodní mechy jsou důležitou součástí flóry v řekách a jezerech (Vitt a kol., 1986; Carballeira a kol., 1998). Značně přispívají k primární produkci a představují přirozené prostředí pro perifyton a bezobratlé (Englund a kol., 1997; Bowden a kol., 1999), jsou však též výkonnými akumulátory stopových kovů (Glime, 1992; Siebert a kol., 1996; Bruns a kol., 1997) a radionuklidů (Beaugelin-Seiller a kol., 1995; Ciffroy a kol., 1997). Neselektivní mechanismy zahrnující výměnu iontů přes buněčnou stěnu dovolují adsorpci mikronutrientů a kovových kontaminantů ve formě kationtů (Bleuel a kol., 2005; Breuer a Melzer, 1990; Brown a Bates, 1990; Claveri a kol., 1994; Claveri a Mouvet, 1995; Fernandez a kol., 2006; Mouvet a Claveri, 1999; Vray a kol., 1992). Procesy bioakumulace kovů vodními mechy se zkoumají od roku 1970 (Pickering a Puia, 1969; Brown a Bates, 1990; Crist a kol., 1996; Mouvet a Claveri, 1999; Croisetiere a kol., 2001; Rehe a kol., 2001) a jsou dnes běžně používány ve výzkumech obsahu stopových kovů a radionuklidů v řekách a jezerech (Beaugelin-Seiller a kol., 1994; Engleman a McDiffett, 1996; Hongve a kol., 2002). Mechy jsou také dobré akumulátory organických sloučenin (Mouvet a kol., 1993; Roy a Hanninen, 1993; Engleman a McDiffett, 1996; Delépéz a Pouliquen, 2002). Používají se buďto tzv. autochtonní mechy, tj. mechy přirozeně rostoucí na

studovaném místě (Wehr a kol., 1987; Roeck a kol., 1995; Bruns a kol., 1997) nebo mechy přepravené z nekontaminovaného místa a zasazené do místa výzkumu - tzv. transplantované (Johansson, 1995; Carter a Porter, 1997; Ciffroy a kol., 1997; Mersch a Reichard, 1998; Rasmussen a Andersen, 1999).

V posledních letech se znečištění těžkými kovy stalo jedním z největších problémů životního prostředí. Antropogenní a přírodní zdroje vedou ke zvýšení vstupu těžkých kovů do biosféry. Kvůli vysoké jedovatosti těchto prvků jsou požadovány citlivé analytické metody k odhalení znečištění a vlivu na organismy pro kontrolování ekosystému (Markert, 1993; Markert a Weckert, 1994). Kvůli vysokým transportním rychlostem a výměnným fenoménům kovů vázaných v sedimentu a změnám imisních koncentrací je odhad znečištění ve vodních systémech jako je např. řeka Labe problematický. Vzorky vody mohou jen odrážet momentální koncentrace. V tomto kontextu užití biomonitoringových metod nabízí možnost určit znečištění těžkými kovy. Díky jejich morfologickým a fyziologickým vlastnostem (Frost, 1990) jsou vodní mechy vhodné rostliny pro monitoring kovů (Burton a Peterson, 1979; Jones a Peterson, 1985; Mouvet, 1985; Tyler, 1990; Goncalves, Soares, Bonaventura, Machado a Esteves da Silva, 1994; Say a Whitton, 1983). Nicméně ve většině spisů byla uvažována jen celková množství těžkých kovů. O příjmu, fyziologické odezvě a tolerančních mechanismech mechu je známo jen málo. Ale v posledních letech se těší stoupajícímu zájmu popis fyziologických odpovědí v monitoringových výzkumech ekosystémů.

Transplantované (přenesené z jiného místa) mechy *Platyhypnidium riparioides* jsou schopné:

- zjistit prostorové vzorce bioakumulace
- odhalit chronickou kontaminaci olovem a mědí, přerušenu (střídavou) kontaminaci chromem, zinkem a niklem a vyčistit od kadmia mechovými polštáři
- lokalizovat hlavní zdroje emisí

Transplantované mechorosty odhalují náhodné znečištění stopovými prvky ve sladkých vodách na průmyslových územích (Cesa a kol., 2006). Oproti původním mechům jsou schopny akumulovat výrazně více hliník, chrom, měď, olovo, vanad a zinek, zatímco u kobaltu a manganu akumulují více mechy původní, rostoucí v místě sběru (Samecka-Cymerman a kol., 2005).

Mechy jsou dobrými bioakumulátory radionuklidů, mechanismus bioakumulace je stejný jako v případě kovů, ale procesy akumulace organických sloučenin zahrnujících pesticidy, polychlorované bifenyly, polycyklické aromatické uhlovodíky, monocyklické uhlovodíky a antibiotika nejsou téměř známy.

2. 3. 1. Faktory ovlivňující akumulační schopnosti vodních mechu (autochtonních i transplantovaných)

Parametry, které ovlivňují změny úrovně bioakumulace kovů v meších, jsou environmentální (prostředkové), kam patří pH, teplota, světlo, roční období,

koncentrace kovu, kompetice mezi kovy, minerální a organická hmota rozptýlená ve vodě, současná rychlost proudu; a biologicko-fyziologický stav mechu a rozdíly mezi druhy mechu.

Mechanismy dekontaminace kovů zahrnující biosyntézu molekul jako glutathion, nebo pokles vnitrobuněčného vápníku, mohou hrát roli v ochraně živých buněk mechu proti toxicitě kovu (Martins, Pardo a Boaventura, 2003).

Odebrání a přenesení mechu může způsobit fyziologický stres, ale nesníží schopnost příjmu stopových prvků (Claveri a Mouvet, 1995; Kelly a kol., 1987; Martinez a kol., 1993). Pozice mechu v síťce, hustota zabalení, velikost oka síťky a způsob instalace (zavěšení sítěk s mechou oproti mechům přeneseným na vlastním balvanu) má na příjem prvků menší vliv (Kelly a kol., 1987).

2.3.1.1. Teplota

Příjem kadmia není na teplotě závislý, probíhá konstantně vyšší sorpce. Příjem zinku nepatrně klesá s poklesem teploty, maximální sorpce je při teplotě 30°C (testovaly se hodnoty teplot 5, 10, 20 a 30 °C). Příjem zinku je endotermický proces, vzrůst s teplotou může být zapříčiněn zvýšením výměny iontů a změnou ve velikosti adsorbčních pórů (Martins, Pardo a Boaventura, 2003). Dále má významný vliv na akumulaci ruthenia (Vray a kol., 1992), ale ne mědi v *Platyhypnidium riparioides* (Claveri a Mouvet, 1995).

2.3.1.2. pH

pH ovlivňuje příjem několika prvků, protože acidita může určovat formu (a následně biodostupnost) kovu ve vodě, a kvůli možné kompetici protonů s kationty kovů o sorpční místa (Cenci, 2000; Fernandez a kol., 2006; Vázquez a kol., 2006). S nárůstem pH klesá kladný povrchový náboj, z čehož vyplývá nižší Coulombický odpor pro sorbované kovové ionty. Při hodnotě pH = 6 se maximální kapacita příjmu zmenšila.

Význačný nárůst příjmu kadmia a zinku měřený na váhu mechu byl zaznamenán při zvýšení pH od 3 k 5, maximální sorpční kapacita byla vykázána při pH = 5.

Stejně výsledky se objevily i při dalších výzkumech:

- pro příjem mědi, olova a kadmia kůrou akátu
- sorpci zinku, kadmia a mědi na aktivní uhlí
- příjem zinku, kadmia a mědi vybranou směsí mechů
- pro biosorpci olova, rtuti, kadmia, niklu a mědi chemicky upravenými čajovými lístky (Martins, Pardo a Boaventura, 2003)

2.3.1.3. Tvrdost vody

Při zvyšování tvrdosti vody od 101 do 177,5 mg CaCO₃ · l⁻¹ se způsob sorpční kapacity mechu pro kadmium nemění, příjem zinku se zlepšuje s přítomností vápenatých iontů v rozmezí 101 – 116,3 mg CaCO₃ · l⁻¹, ale na vyšších hladinách zůstává stejný. Maximální sorpční kapacita je 2x vyšší pro kadmium než zinek. Afinita kadmia vůči mečům zůstává konstantní pro tvrdost vody 101 – 136,7 mg CaCO₃ · l⁻¹, ale zvýší se s vyšším obsahem iontů vápníku. Afinita zinku je vyšší při nižší tvrdosti vody, což ukazuje na to, že by mohla existovat kompetice mezi sorpcemi zinku a vápníku.

2.3.1.4. Kompetice mezi prvky

Významné korelace mezi koncentracemi několika stopových prvků se vyskytují nejen v mechových částech a ve vodě, ale také mezi koncentracemi kovů a alkalitou vody, reaktivním fosforem, amonným kationtem, dusičnanovými a síranovými koncentracemi (Wehr a Whitton, 1983 :*Platyhypnidium riparioides* ze 105 míst v Anglii; Lopez a Carballeira, 1993: 170 vzorků pěti mečů ve Španělsku). Mimo chemicko-fyziologických podmínek by při posuzování měly být brány v úvahu i antagonistické a synergické efekty různých prvků: prvky geologického původu jako hliník, železo a mangan, které jsou hojně akumulovány zejména transplantovanými (dosazenými) rostlinami v řekách, nebo průmyslového původu, mezi něž patří např. chrom, nikl a olovo (galvanický průmysl).

Mechy vykazují nejvyšší procento příjmu pro hliník, měď, chrom, rtuť a olovo, ale jak stoupá koncentrace prvků ve vodě, jejich příjem mechy sleduje dva rozdílné trendy: biokoncentrační faktory pro arsen, kadmium, chrom, rtuť, měď, železo, olovo a zinek klesají (od -22% do -82%), zatímco pro hliník, mangan a nikl stoupají (+21%, +29% a + 121%). Jedním z vysvětlení může být antagonismus a synergismus mezi koncentracemi jednotlivých prvků. Nejmenší počet ovlivňujících faktorů působí u zinku a železa, naopak nejvyšší u mědi a rtuti.

Železo má velmi silný negativní efekt na akumulaci hliníku, chromu a mědi, silné interakce se také často vyskytují u kadmia a mědi a někdy jsou vzájemné a/nebo shodné:hliník-kadmium, kadmium-nikl, kadmium-olovo, kadmium-chrom, měď-olovo, rtuť-mangan, měď-mangan a měď-nikl. Synergismus působí u chromu a olova a také u chromu se zinkem.

Důvodem, proč jsou chrom, železo a olovo silnými ovlivňujícími faktory, může být tvorba nerozpustných forem při neutrálním pH (oxidy, hydroxidy, komplexy atd.), jejichž srážení brání akumulaci některých kationtů, ale zároveň podporuje akumulaci jiných (Cesa a kol., 2008).

Obsah fosforu je klíčovým faktorem ovlivňujícím rozvoj fosfatáz v meších (Press a Lee, 1983; Whitton a kol., 2005). Fosfatázy-PMEáza (fosfomonoesteráza) a PDEáza (fosfodiesteráza) jsou povrchové enzymy hydrolyzující organický fosfor a umožňují organismu získávat fosfor z těchto zdrojů. Mechy *Fontinalis antipyretica* a *Platyhypnidium riparioides* vykazují nízký stupeň aktivity povrchové PMEázy,

pokud má mech dostatek fosforu, ale aktivita významně stoupá s klesajícím obsahem fosforu (Christmas a Whitton, 1998). Aktivita povrchové PDEázy v podmínkách s dostatkem fosforu chybí a je navozena později než aktivita PMEázy. Čím více fosfor chybí, tím se zvyšuje relativní důležitost PDEázy. Koncentrace úživných prvků a fosfatázové aktivity mechů mohou rozšířit záznam o úživném stavu prostředí, zvláště v prostředí vod, kde je pH blízko 7 (Steinman a Boston, 1993; Steinman, 1994; Garcia-Alvaro a kol., 2000; Whitton a kol., 2002). Mezi obsahem dusíku v mechu a fosforem rozpuštěným ve vodě toku existuje inverzní vztah a stejně tak mezi obsahem fosforu a dusíkem rozpuštěným ve vodě toku (Ellwood a Whitton, 2006).

2. 3. 2. Vodní mechy používané k biomonitoringu radioaktivních prvků

Vodní mechy poskytují hodnoty nashromážděné během určitého období, protože radioaktivita povrchových vod kolísá vzhledem k hydrologickým událostem (množství vody v korytě, síla proudu atd.). Radioaktivita v meších může být rovněž naměřena, i když se koncentrace ve vodě pohybuje pod detekčními limity. Cesium se do zkoumaného toku v Norsku dostalo z radioaktivního spadu a okolních vod – mechy byly použity k monitoringu následků a šíření z nehody v Černobylu (Papastefanou a kol., 1989) a mapování suchozemské kontaminace cesiem (Steinnes a Njastad, 1993). Studie prováděné v minulých letech prokázaly, že vodní mechy by mohly být lepšími indikátory radioaktivní kontaminace než sediment, vodní rostliny nebo ryby (Baudin a kol., 1991).

Studie kinetiky příjmu radioaktivních kontaminantů jako jsou ^{137}Cs (Hébrard a kol., 1968; Maurel-Kermerrec a kol., 1983), ^{106}Ru (Vray a kol., 1992) a ^{60}Co (Beaugelin-Seiller a kol., 1995) ukázaly, že rovnováhy s okolními koncentracemi je dosaženo v několika dnech.

Biologický poločas vyloučení radioaktivních kontaminantů ve vodních meších je v rozmezí 30-50 dní (Vray a kol., 1992), narozdíl od suchozemských mechů, kde obdobný proces trvá několik měsíců (Topcuoglu a kol., 1995). Mechy by měly být vhodné pro biomonitoring proto, že odráží radioaktivitu ve vodě během krátké doby před odběrem vzorků a umožňují ji změřit za toto krátké období.

Používají se různé druhy, které akumulují odlišné množství (Mersch a Reichard, 1998), ke kvantitativním rozdílům mohou vést i různá růstová konstituce a stupeň ponoření rostliny (Beaugelin-Seiller a kol., 1995). Pokud chybí vhodný mech v dané lokalitě, je přenesen z jiného nekontaminovaného místa. Nejoblíbenějším mechem pro tyto účely je *Fontinalis sp.*, která se vyskytuje velmi hojně a tvoří dlouhé kořeny- z těch se po vyjmutí z vody vymyje sediment. Nejpoužívanější je *Fontinalis antipyretica* pro svou robustní konstituci a úplné ponoření ve vodě.

Při srovnání příjmu ^{137}Cs *F. dalecarlica* a *F. antipyretica* byly dosaženy téměř stejné koncentrace; *F. antipyretica* však vykazovala 2x vyšší radioaktivní vyzařování ^{137}Cs než *F. dalecarlica* a množství biomasy *F. antipyretica* klesalo při expozici více než *F. dalecarlica*.

Výhodou mechů je nižší spotřeba - vody musí být k analýze minimálně 20 l a odběr takového množství vody může být někde zakázán, případně se prodraží. Mechy odrážejí koncentrace ^{137}Cs ve vodním prostředí, které jsou během let různé - rozdíl mezi lety je větší než odlišnosti v akumulaci druhů *Fontinalis*. Příjem mohou ovlivnit chemické složení a tvrdost vody (Gagnon a kol., 1998) a fyzikální faktory (Beaugelin-Seiller a kol., 1995).

Příjem dalších kovů, např. mědi, ovlivňují sezónní změny ve fyziologickém stavu vodních mechů.

^{137}Cs vyvolává přemísťování draslíku v buňkách - vyšší přeměny se objevují v místech s ideálními růstovými podmínkami; koncentrace K^+ ve vodě rovněž reguluje biopříjem cesia (Hakanson a kol., 1996). Pro biomonitoring radioaktivních prvků jsou více vhodné přenesené (transplantované) než autochtonní mechy.

2. 3. 3. Metodiky sběru a kultivace vodních mechů

Části mechového gametofytu se oddělí zvlášť na fyloidy a kauloidy (Zoe a Söderström, 2001), podzemní a suché gametofytové části (Shaw) a rhizoidní hlízy (Imura a kol., 1992), které každé mohou růst a dát život novému jednotlivému olistěnému gametofytu. Pěstování mechů ze spor je také cesta k jednoduchému získání čisté klonové kultury (Yang a kol., 1968; Rudolf a kol., 1988).

Dlouhodobé pěstování mechů je velmi složité kvůli těžce proveditelné eliminaci přidružených řas a sinic (Shaw, 1986; Basile a Basile, 1988; Sargent, 1988). V přírodních podmínkách jsou vodní makrofyta, do kterých patří i mechy, v ekologických vztazích s četnými organismy: hmyzem, makrobezobratlými, larvami a řasami a sinicemi (Söndergaard a Moss, 1998; Aronsuu a kol., 1999; Vuori a kol., 1999). Při pěstování mechu se přidružují řasy a sinice (cyanobakterie, rozsivky, zelené řasy atd.), které prosperují z živin a světla poskytnutých pěstebními podmínkami, schopné proliferace, přičemž produkují organickou hmotu, která je druhotně postoupena k bakteriální biodegradaci. Pěstební médium zezelená a pěstování vodních mechů se stává na více než několik měsíců nemožným bez eliminace těchto řas a sinic.

Rehe a Nimmo (2001) nedávno navrhli metodu pro pěstování vodního mechu *Hygrohypnum ochraceum* pro další biomonitorovací studie. Voda byla stále doplňována ze zásobníku vzduchovou stříčkou napodobující přirozenou cirkulaci vody. Kapalina musela být měněna každé dva týdny. Tato metoda neeliminovala řasy a sinice a mech musel být oplachován, aby se odstranila přemíra řas znemožňující dlouhodobé pěstování. Pěstování vodních mechů ze spor je téměř neproveditelné od té doby, co jsou mechové sporofyty ve vodním prostředí jen těžko k nalezení (Glime a kol., 1979). Prokaryotické cyanobakterie mohou být eliminovány antibiotiky (Harrass a kol., 1985), ale problém je s eukaryotickými řasami. Protože jsou eukaryotické řasy a vodní mech těsně v kontaktu, oboje mají fotosyntetický metabolismus a jsou eukaryota, je těžké eliminovat řasy bez devastace mechů. V důsledku toho nebylo dříve získávání kultur vodních mechů bez řas úspěšně dokončeno.

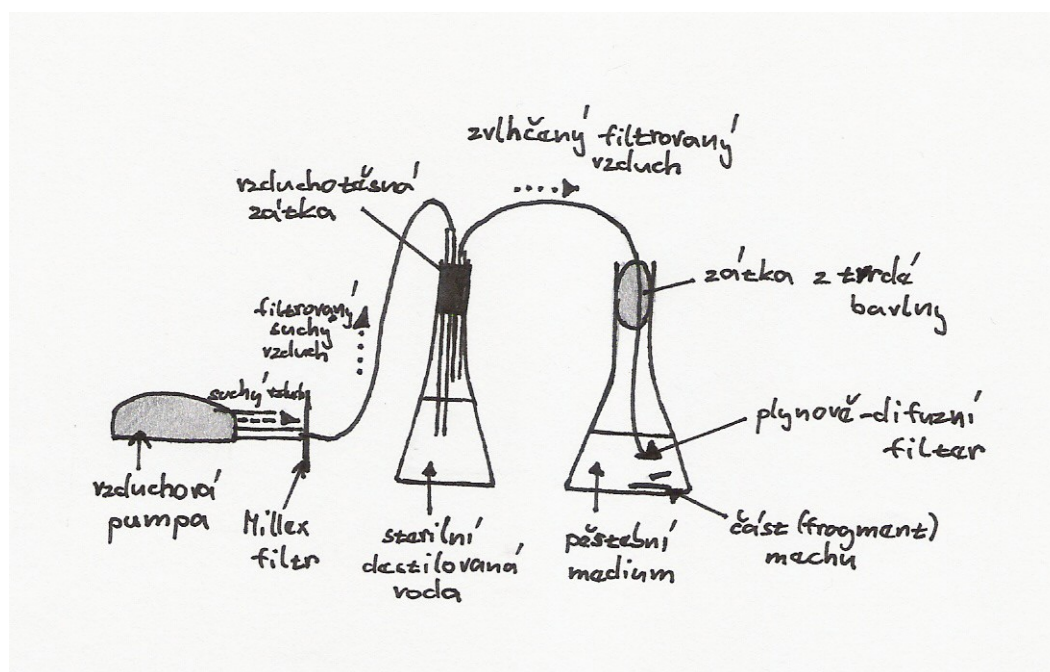
Výchozí informace týkající se pěstebních podmínek vhodných pro *Fontinalis antipyretica* jsou: optimální teplota 10-15 stupňů Celsia (Glime, 1992), nízké osvětlení (Glime, 1984) a makronutriční roztok.

Byla vytvořena metoda eliminace řas a sinic spojených s mechem *Fontinalis antipyretica* založená na chemických/ biochemických úpravách kombinovaných s ultrazvukem. Kromě toho byly determinovány minimální koncentrace oligonutrientů, esenciálních kovů požadovaných tímto druhem mechu, aby byly počáteční koncentrace kovů v pěstovaném mechu tak nízké, jak je to možné.

Postup je založen na odebrání mechu v potoce, přepravení do laboratoře s provedením okamžité úpravy: izolování apikálních konců a jejich vymytí pod stereomikroskopem a poté podrobení čištění ultrazvukem kombinovanému s iodovou úpravou a antibiotickým (antieukaryotickým) čištěním v celkové době trvání 4 dnů. Tento postup umožňuje eliminovat řasy a sinice rostoucí s mechem spletené v jeden organismus a řeší problém s proliferací těchto řas a sinic do pěstebního média. Mimoto bylo nutné určit minimální koncentrace osmi esenciálních kovů potřebných k přežití mechu. Vypěstovat naprosto identické klony vodního mechu *Fontinalis antipyretica* je dobré z důvodu velmi přesných výsledků (srovnávání) při biomonitoringu těžkých kovů.

Mech roste v pěstební komoře o teplotě 12 stupňů Celsia, cyklu světla / tmy 16:8 a vystaven záření 15-25 mikromol na metr čtvereční za sekundu (fotosynteticky aktivní záření, PHAR) využitím dvojité neonové tuby (Day-light [Mazda fluor Prestiflux jour 865], 18 W; a GroLux [Sylvania], 18 W). Pěstební médium bylo modifikováno Knopovým médiem (Basile a Basile, 1988) rozděleným do pěti dávek s přidaným hydrogenuhličitanem sodným. Jeho složení bylo následující: dusičnan draselný 25 mg/l; dusičnan vápenatý dihydrát 100mg/l; síran hořečnatý heptahydrát 25 mg/l; dihydrogenfosforečnan draselný 25 mg/l a hydrogenuhličitan sodný 10 mg/l (celkové koncentrace) – bez přidaných kovů. Filtrovaná vlhká aerace s oxidem uhličitým byla zabezpečena pumpou (viz obr.4). Pěstování bylo provedeno v Erlenmeyerových baňkách zavřených zátkami z tvrdé bavlny, která zajišťuje výměnu plynů a zabraňuje kontaminaci z okolního vzduchu.

Obr. 4: Systém pro přívod vzduchu ke klonovým kulturám vodního mechu *Fontinalis antipyretica*. Pumpa rozvádí vzduch, který je nejprve filtrován přes Millex filtr (0,22 µm póry) a poté zvlhčován v Erlenmeyerově baňce naplněné sterilní destilovanou vodou a prochází skrz plynově-difuzní filtr, než je přiveden ke kultuře.



Plné ošetření (čištění ultrazvukem kombinované s iodovým ošetřením následované antibiotickým a antieukaryotickým ošetřením) bylo úspěšné v eliminování řas a sinic - po více než sedmi měsících pěstování nebyla patrná žádná zelená kontaminace. Kombinace těchto dvou metod byla schopná odstranit zelené bičíkovce, kteří byli rezistentní k antibiotickým a antieukaryotickým ošetřením. Můžeme tak považovat tuto metodu za schopnou očištění kultur *Fontinalis antipyretica* od řas a sinic. Nicméně se nedá vyloučit přítomnost cyst nebo spor řas a sinic odolných k ošetření, které mohou za vhodných podmínek vyrůst.

Antibiotikum streptomycin zamezuje růstu cyanobakteriím (Harrass a kol., 1985). Cykloheximidin inhibuje biosyntézu proteinů v eukaryotických buňkách napojením 80S ribozomu a je schopný kompletně inhibovat růst druhů zastoupených řasami a sinicemi Cyanobacteria, Chlorofyta, Xanthofyta, Bacillariofyta a Euglenofyta (McCracken, 1989). Germanium, analog křemíku, je selektivním inhibitorem rozsivek (Bacillariofyta) záměnou křemičitanů v konečné mineralizaci skořápky (McCracken, 1989). Germaniové ošetření, které není toxické pro mechy, je prováděno v průběhu prvních 3 měsíců a 19 dní pěstování k zajištění eliminace rozsivek. Čištění ultrazvukem kombinované s iodovým ošetřením a proplachováním prvotně použité k odstranění bakterií ze „stonků“ řas (Chen, 1998) je adaptované, aby odstraňovalo a eliminovalo řasy a sinice z mechových částí.

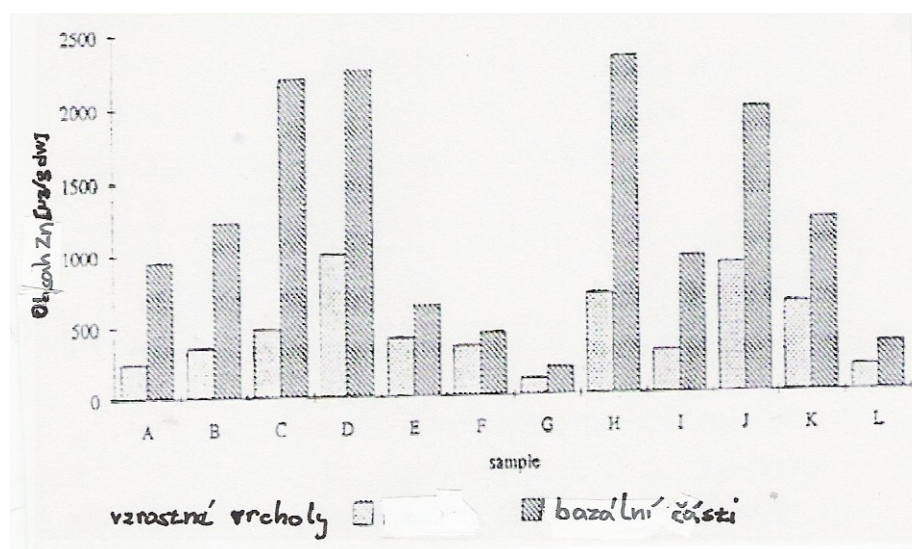
Plné ošetření aplikované na vzrostné vrcholy *Fontinalis antipyretica* úspěšně eliminovalo řasy a sinice bez většího poškození mechu. Mechové části byly schopny růstu a větvení, dávaly život novým klonovým kulturám tohoto druhu.

Použitelnou metodou pro odhad celkové kvality vody je poměr chlorofylu a feofytinu (D665/D665a) = index fyziologického stresu vodních mechorostů založený na rozpadu chlorofylu na feofytin po ztrátě atomu hořčíku. Zkoumá se pohyb esenciálních prvků, hlavně buněčné ztráty draslíku, hořčíku a vápníku. Ztráta draslíku indikuje pokles propustnosti membrány, který provázají membránové změny.

Další metodou, jak posoudit viditelné efekty přítomných polutantů ve vysokých nebo vysoce toxických koncentracích, je mikroskopické a makroskopické pozorování vodních mechorostů (Ah-Peng a Rausch, 2004).

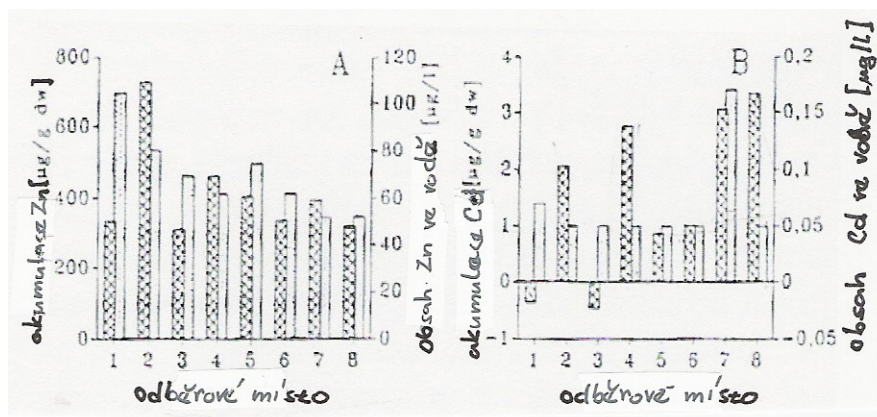
Analýzy mladších a starších rostlinných částí prokázaly značný rozdíl v obsahu zinku (obr.5). Stejně rozložení koncentrací bylo nalezeno u kadmia (Siebert, Bruns, Miersch, Krauss a Markert, 1994). Stejně standardní odchylky apikálních částí zjištěné ze tří vzorků ze stejného místa jsou vyšší než pro starší části. Tyto rozdíly by mohly být způsobeny delším časem akumulace pro starší části a/nebo zředěním, způsobeným růstem biomasy, v mladých částech rostlin (Markert a Weckert, 1993). Kovy se kumulují na povrchu lístků vodních mechu, kde tvoří potahy, které mechy někdy poškozují. Čistící postupy pro vzorky rostlin často velmi ovlivňují výsledky (Wehr, Empain, Mouvet, Say a Whitton, 1983; Markert a Fresenius, 1992).

Obr. 5: Obsahy zinku v mladých vzrostných vrcholech (2-3 cm) a starších bazálních částech (zbývající materiál) mechu *Fontinalis antipyretica* (dw = suché váhy).



Pro expoziční pokusy v řece Labi byly použity celé rostliny. Obsahy zinku a kadmia v nich jsou prezentovány na obr.6. Kadmium bylo akumulováno i tam, kde koncentrace tohoto prvku ve vodě byla pod detekčním limitem, takže korelace mezi vodným médiem a akumulací prvku rostlinou nemohla být stanovena. Může to být způsobeno i tím, že vzorky vody byly odebrány pouze na začátku a na konci expozičního pokusu, ale nikdy v průběhu. Pokusy, používající *Fontinalis antipyretica* jako bioindikátoru znečištění těžkými kovy, jsou zpochybňovány kvůli adsorpčním účinkům na povrchu a deponování. Výsledky získané metodami zmíněnými výše předcházejí diferenciaci mezi adsorpcí kovů na povrchu a příjmem do rostlinné buňky. Ale fyziologická odpověď na příjem těžkého kovu je důležitá ke stanovení degradace jednotlivých rostlin a celého ekosystému. Všechny zkoumané rostliny reagují na těžké kovy vzestupem peptidů bohatých na síru. Užití těchto látek jako indikátoru příjmu těžkých kovů již bylo zkoušeno, ale jsou méně citlivé než kvantitativní metody HPLC (vysoce účinná kapalinová chromatografie) (Gekeler, Grill, Winnacker a Zenk, 1989; Jackson, Robinson a Whitton, 1991; Xiang Ding a kol., 1994).

Obr. 6: Akumulace zinku (A) a kadmia (B) *Fontinalis antipyretica* exponovanou na různých místech řeky Labe po 21 dní na přelomu listopadu a prosince 1993 ve srovnání s koncentracemi těžkých kovů ve vodních vzorcích a zdrojovém materiálu (0, Y1-axis), dw = suché váhy), šrafovaně mech, bíle voda.



Příjem těžkých kovů do rostlinné buňky indukuje syntézu γ -(glutamyl-cysteinyl)n-glycinu (fytochelatin) derivovaného z glutathionu enzymem fytochelatinové syntézy (Rauser, 1990). Kvantita a kvalita těchto sírou bohatých sloučenin v meších by mohla být důležitým aspektem příjmu kovu.

3. Charakteristika území

3.1. Českokrumlovsko a Novohradské podhůří

Správní oblast bývalého okresu Český Krumlov je typicky pohraničním regionem, který leží v nejjižnějším cípu České republiky. Na severu a severovýchodě sousedí s okresem České Budějovice, na severozápadě s okresem Prachatice, jeho jihozápadní, jižní a východní hranice je totožná se státní hranicí s Rakouskem v délce 80 km. Rozloha Českokrumlovska je 1615 km², je třetím největším v jižních Čechách (zaujímá 14,3 % jejich plochy).

V pěti městech a 41 obcích regionu žije celkem 59 006 obyvatel (stav k 30. 6. 1997), což je pouze 8,4 % obyvatel jižních Čech. Hustotou obyvatelstva 36,5 obyvatele na 1 km² dlouhodobě zůstává na posledním místě mezi okresy jižních Čech (Kubeš, 2004).

Z hlediska přírodních poměrů je českokrumlovské území velmi pestré, ať už jde o územní členitost, geologickou stavbu, klima nebo bohatství flóry a fauny. Spolu s celou Českou republikou patří biogeograficky do palearktické oblasti, do biomu listnatých opadavých lesů mírného pásma. Geologická stavba je velmi členitá, orograficky je celé území součástí podsoustavy Šumava, která jako celek náleží k orografické soustavě Jihočeské vysočiny. Samostatnou horskou skupinou v jihovýchodním pohraničí jsou Novohradské hory. Nejvýznamnějšími vrchovinnými celky jsou Krumlovská vrchovina v jihozápadní a jižní části a Prachatická vrchovina v severní a severozápadní části regionu, která v oblasti Blanského lesa dosahuje již horských poloh - vrchol Kleť (1084 m n. m.). Dalšími morfologicky významnými vrchovinnými celky jsou Poluška ve střední, a Soběnovská vrchovina (zvaná Slepíčí hory) ve východní části Českokrumlovska. Nejvýše položeným místem regionu je šumavská hora Smrčina (1332 m n. m.), která leží na západním okraji hranic s Rakouskem. Nejnižší položený bod je v místě, kde řeka Vltava opouští území regionu v oblasti Pozdřezu v nadmořské výšce cca 420 m n. m. Průměrná nadmořská výška bývalého okresu je 690 m n. m.

Převážná část Českokrumlovska náleží k povodí řeky Vltavy, jen malé území na jihu a jihozápadě k povodí Dunaje. Nejvýznamnějším vodním tokem, který odvodňuje téměř celé území okresu je řeka Vltava, protékající oblastí v délce 114 km. Na řece Vltavě byla vybudována v letech 1952 - 1956 údolní nádrž Lipno a je největší vodní nádrž v celé České republice. Hlavním vodním tokem východní části území je řeka Malše, která sbírá vody z Novohradských hor. Na jejím středním toku se nachází vodárenská nádrž Římov, vybudovaná v letech 1974-1978, která je klíčovým zdrojem vodárenského komplexu jihočeského regionu. Jde o hlubokou, stratifikovanou údolní nádrž s maximální hloubkou u hráze až 44 m a plochou hladiny 205 ha. Další přehradou je nevelká údolní nádrž Soběnov (s plochou cca 4 ha) na říčce Černá, která byla vybudována již v roce 1925. Tok řeky Vltavy je klasifikován jako znečištěný a je ohrožen erozí, splachy a lokálním znečištěním z obcí. Z hlediska kvality vody patří k nejčistějším řeka Malše (Kubeš, 2004).

Pestrost přírodních poměrů regionu dokládá skutečnost, že na části území byly vyhlášeny Národní park a Chráněná krajinná oblast Šumava, Chráněná krajinná oblast Blanský les a již řadu let je navrženo vyhlášení Chráněné krajinné oblasti Novohradské hory. Síť chráněných území je na Českokrumlovsku doplněna více než čtyřiceti přírodními rezervacemi a památkami včetně národních, např. Čertova stěna a Luč, Národní přírodní rezervace Vyšenské kopce, Velká niva. Nejstarším chráněným územím v České republice s vysokou přírodovědnou hodnotou je veřejnosti nepřístupný Žofínský prales, založený roku 1838.

Českokrumlovsko je svojí skladbou hospodářství průmyslově zemědělské. Mezi rozhodující odvětví patří průmysl papíru a celulózy (Jihočeské papírny, a.s., Větrní), strojírenství, (Jihostroj, a.s., Velešín; Kaplice) a stavebnictví. Z nerostného bohatství se zde těžila tuha a granulit, v menší míře rašelina. Zemědělská produkce je zaměřena v živočišné výrobě převážně na chov skotu, v rostlinné výrobě na pěstování obilovin a píce. Zemědělství má k dispozici zhruba 58 000 ha zemědělské půdy, z toho je asi 34 000 ha půdy orné. V současné době hospodaří či působí v zemědělství státní i soukromí zemědělci a začíná být preferováno ekologické zemědělství. Významné je také lesní bohatství. Lesní půda zaujímá přes 70 000 ha, což je 47 % z celkové plochy území (Anon., 2000).

Novohradské podhůří spadá do fyto geografické oblasti mezofytikum a Českokrumlovského bioregionu, jež je charakteristický velkou rozlohou a vysokou biodiverzitou biotopů.

Geomorfologický celek Novohradské podhůří spadá do Šumavské subprovincie, oblasti Šumavské hornatiny. Jeho rozloha činí 719 km². Na východě je ohraničen Novohradskými horami, na západě tvoří přechod k Šumavskému podhůří a na severu a severovýchodě pak rozhraní s Českobudějovickou a Třeboňskou pánví.

Nejvyšší nadmořskou výšku zde vykazuje vrch Kohout (870 m. n. m.), nejnižší pak Malše u sídla Plav (405 m. n. m.). V geomorfologickém celku Novohradské podhůří převažuje zemědělská půda (61 % ZPF = zemědělského půdního fondu) nad lesní půdou (32% LF = lesního fondu). Nicméně díky málo vhodným podmínkám pro zemědělství a také relativně pozdní kolonizaci mají ve vyšších částech území nejširší zastoupení hlavně původní lesní půdy.

Z půdních typů převažují kambizemě mezobazické, kyselé a oglejené a pseudogleje s vysokou retenční schopností. Střední toky řek Malše a Černé mají vyvinutou nivu s fluvizeměmi. Koncem 90. let docházelo v této oblasti k masivnímu odvodňování a půdy byly satureovány hnojením. V poslední době se tento stav zlepšil díky přechodu na extenzivní hospodaření. Půdy nacházející se v této oblasti jsou skeletovité s lehčí zrnitostí a schopností vysoké infiltrace, proto nehrozí degradace v důsledku erozní činnosti. Malý rozsah projevů degradace půd vyplývá i z ochrany lesními či trvalými travními porosty před destabilizací a degradací působením vnějších vlivů. V prameništích vodních toků Černé i Malše docházelo počátkem postglaciálu k zarůstání hygroskopní vegetací s pochody rašelinění. Rašelina byla následně využívána jako palivo, později jako hnojivo apod.

Kvartérní fluvialní sedimenty říčky Černé a řeky Malše obsahují zvýšené podíly těžkých nerostů. Z náplavů jsou známy valouny a oblázky křišťálu, záhnědy turmalínu či živců. Novohradskou zajímavostí jsou oválné zelené valouny sklovité hmoty (tzv. hyality), které se dostaly z okolí bývalých buquoyských skláren do vodních toků říčky Černé a následně do aluviálních sedimentů Malše.

Původní vegetací byly stupně buko-dubový, dubo-bukový, bukový a v nejvyšších partiích i buko-jehličnatý, v nižších pak ostrůvky teplomilné květnaté, bikové bučiny. V současné době je zde druhotně vysázený smrkový porost – hlavně ve vrcholových partiích a na svazích údolních toků. Terén je dále tvořen podhorskými loukami, pastvinami, ladou a ornou půdou. Již v 70. letech zde docházelo k intenzifikaci zemědělské výroby, odvodňování, napřimování a zpevňování vodních toků, což způsobilo likvidaci společenstev mokřadních a vodních organismů. V dnešní době jsou nivy charakteristické pcháčovými loukami, dubohabřinami a sukcesí na nekosených pozemcích. Celá oblast je poměrně mozaikovitá. V krajině se střídají louky, pole, drobné remízky, menší lesy a dřeviny volně rostoucí na mezích, kamenných terasách a podél vodních toků. Oligotrofní ekosystém této oblasti je reprezentován bohatou druhovou diverzitou ptactva a savců. Vyskytuje se zde např. řada druhů netopýrů a vzácně rys ostrovid rozšiřující se ze Šumavy.

Českokrumlovský region patří zhruba stejným dílem ke dvěma klimatickým oblastem; k mírně teplé (3, 4, 5) a k chladné oblasti (6, 7). Nejteplejší okrsek 5 zaujímá území pahorkatin okolo Blanského lesa a Českého Krumlova. Okrsek 4 má kratší přechodné období (jaro, podzim) a chladnější zimu. Patří do něj malá část území na severovýchodě okresu. Nejrozsáhlejší je mírně teplý okrsek 3, který zahrnuje území kolem Vltavy a Lipenské přehrady, pahorkatiny na okraji Blanského lesa, Pomalší a podhůří Novohradských hor. Je charakterizován krátkým a mírným létem, delším přechodným obdobím a normální, mírně chladnou a suchou zimou. Klima Novohradského podhůří silně ovlivňuje sousední Šumava a vzdálenější Alpy, neboť tato pohorí vytvářejí srážkový stín, v důsledku čehož zde bývají měřeny menší srážkové úhrny. Průměrné roční srážky činí v této oblasti 700 mm a průměrná roční teplota se v Dolním Dvořišti pohybuje okolo 6,5 °C, v Kaplici pak okolo 7,5 °C.

V podhůří Novohradských hor nalézáme několik odlišností od průběhu odtokových poměrů a vodního režimu, než je tomu u ostatních částí. Nejvýznamnější odlišností je existence zvýšeného odtoku v letním období. Podíl jarního odtoku je zde nižší než v suchých oblastech vnitrozemí, ale i nižší než v odtokově bohatší Šumavě. Relativně nižší jarní odtok nastává v důsledku nižších zimních srážek. Nejsuššími měsíci z hlediska odtoku na Malši jsou září, listopad a leden, celkově sušší období lze pozorovat zpravidla od září do února. Měsícem s největším odtokem je duben, následován červencem, březnem a červnem. Letní maxima se buď vyskytují velmi vysoká, zpravidla i převyšující průtoky v jarním období, nebo se v tomto letním období mohou vyskytnout pouze nízké průtoky.

Podhůří Novohradských hor patří mezi významné zdrojové oblasti České republiky z hlediska zásobování pitnou vodou. Tato oblast je jedním ze srážkově bohatých území se značnou dispoziční zásobou kvalitních povrchových vod.

Vodohospodářská funkce je jednou z klíčových funkcí povodí Malše. Část povodí Malše spadá do chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV podle nařízení vlády ČR č. 10 ze dne 10. 1. 1979). Podle tohoto nařízení je v území CHOPAV omezeno zmenšování lesů, odvodňování lesních i zemědělských pozemků, těžba rašeliny a nerostů, výstavby průmyslových závodů a zákaz ukládání radioaktivního odpadu).

Ještě větší plochu má ochranné pásmo vodárenské nádrže Římov, která byla postavena v 70. letech na řece Malši u Velešína k zásobování regionu (Českobudějovicko, Českokrumlovsko, Kaplicko a další) pitnou vodou. Přehrada je dlouhá 12 km, celá vodárenská soustava obsahuje několik úpraven, vodojemů a rozvodných systémů. Pod její hladinou zmizel nejkrásnější kaňonovitý úsek řeky Malše (Kubeš, 2004).

3. 1. 1. Řeka Malše

Pramení pod jménem Maltš v rakouském Freiwaldu u obce Sandl; po pěti kilometrech se přimyká ke státní hranici a tvoří její 20 km dlouhý úsek. U Dolního Dvořiště se obrací k severu a přes Kaplici teče do Českých Budějovic, kde se vlévá po 92 km do Vltavy (Anon, 2000). Horní tok řeky Malše od místa, kde přitéká na české území jihojihovýchodně od bývalé obce Dolní Příbraní až po Kaplici je navržena jako přírodní rezervace (PR).

Geologické podloží tvoří granity nebo granodiority weinbergského typu. V horní části nivy Malše nad Dolním Příbráním a v kotlině Příbraní se nacházejí kvartérní sedimenty s ojedinělým výskytem nevelkých čoček humolitů (Úval Dolní Příbraní a jižně od Ulrichova). Z půdních typů převažují kambizemní podzoly, resp. pseudoglejové kambizemě. V nivě Malše a v kotlině Příbraní se vyskytují typické gleje. Nad bývalou obcí Dolní Příbraní meandruje řeka Malše v mírně zvlněném terénu. Dále mezi Dolním Příbráním a Cetvinami se hlouběji zařezává do horniny a vytváří úzkou soutěsku se strmými svahy, kde se také vyskytují skalní výchozy a balvanité sutě. Pod Cetvinami až k Rychnovu nad Malší protéká Malše širokou, periodicky zaplavovanou nivou, pod Rychnovem opět vytváří sevřenější, hlouběji zaříznuté údolí.

V území jsou hojné acidofilní bučiny (Luzulo-Fagetum) s větším zastoupením smrku a ojediněle s jedlí. Bylinné patro je velmi chudé. Roztroušeně jsou zde zastoupeny i květnaté bučiny se svízelem vonným (*Galium odoratum*), bažankou vytrvalou (*Mercurialis perennis*), kostřavou nejvyšší (*Festuca altissima*), pitulníkem horským (*Galeobdolon montanum*) a řeřišnicí trojlistou (*Cardamine trifolia*). V depresích a sníženinách se roztroušeně vyskytují podmáčené smrčiny (Mastigobryo-Piceetum, Equiseto-Piceetum) s bohatě vyvinutým mechovým patrem (*Sphagnum sp.*, *Bazzania trilobata*).

Velmi významné a charakteristické jsou horské olšiny (*Alnetum incanae*) s olší šedou (*Alnus incana*) podél řeky Malše. Kromě olše šedé je zde přimíšen i smrk (*Picea abies*), ojediněle javor klen (*Acer pseudoplatanus*). V bylinném patře jsou zastoupeny např. kopytník evropský (*Asarum europaeum*), ptačinec hajní (*Stellaria*

nemorum), pitulník horský (*Galeobdolon montanum*), lýkovec vonný (*Daphne mezereum*). Typické jsou i horské prvky, např. kýchavice bílá pravá (*Veratrum album subsp. album*), udatna lesní (*Aruncus vulgaris*), kamzičnick rakouský (*Doronicum austriacum*), pryskyřník platanolistý (*Ranunculus platanifolius*), chrastavec lesní (*Knautia dipsacifolia*).

Z nelesní vegetace jsou zde trojštětové louky (Polygono-Trisetion), jejichž druhová skladba byla pozměněna pravděpodobně příséváním a eutrofizací. V potoční nivě, která byla dlouhou dobu nekosená, dominují vlhká tužebníková lada (Filipendulenion). Roztroušeně jsou zde zastoupeny i ovsíkové louky (Arrhenatherion), střídavě vlhké bezkolencové louky (Molinion), podhorské a horské smilkové trávníky (Violion caninae) a sekundární podhorská a horská vřesoviště (Genistion). V enklávě Dolní Příbrani se vyskytují na malých plochách přechodová rašeliniště (Sphagno recurvi-Caricion canescentis). Na lokalitě byla zaznamenána i skalní vegetace a v řece Malši makrofytní vegetace vodních toků s hvězdošem háčkovitým (*Callitriche hamulata*).

Horní část toku (zhruba po Cetviny) je vyvinut ekosystém oligotrofního vodního toku s výskytem celého společenstva oligotrofních vodních organismů a s potenciálem pro rozmnožování perlorodky říční. Hojný výskyt je vážky - páskovce kroužkovaného (*Cordulegaster boltonii*). V dolních úsecích toku nalezneme druhově pestré rybí společenstvo s pravidelným rozmnožováním mnoha ubývajících druhů kruhoústých a ryb. V toku Malše se vyskytuje perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*) i vydra říční (*Lutra lutra*) (Anon., 2006).

3. 1. 2. Řeka Černá a Pohořský potok

Černá, nazývaná též Švarcava, pramení v Rakousku na jižním svahu hory Nebelstein. Zalesněnou oblastí Novohradských hor protéká romantickými údolími zhruba severozápadním směrem a pod Kaplicí se vlévá do Malše. Její 29 km dlouhý tok byl lidmi intenzivně využíván jednak k výrobě elektřiny (malá přehrada s elektrárnou jižně od Soběnova), jednak k plavení dřeva (klauza Zlatá Ktiš nedaleko Žofínského pralesa).

U Líčova se do Černé vlévá 23 km dlouhý Pohořský potok, který protéká rašelinnými pláněmi Novohradských hor a pramení na státní hranici v místě zvaném Trojmezí nebo také Šance (styk hranic Horního a Dolního Rakouska a České republiky označený historickým hraničním sloupem). I Pohořský potok byl využíván k plavení dřeva, o čemž svědčí dodnes patrné úpravy koryta a klauza Jiřická nádrž (Anon., 2000).

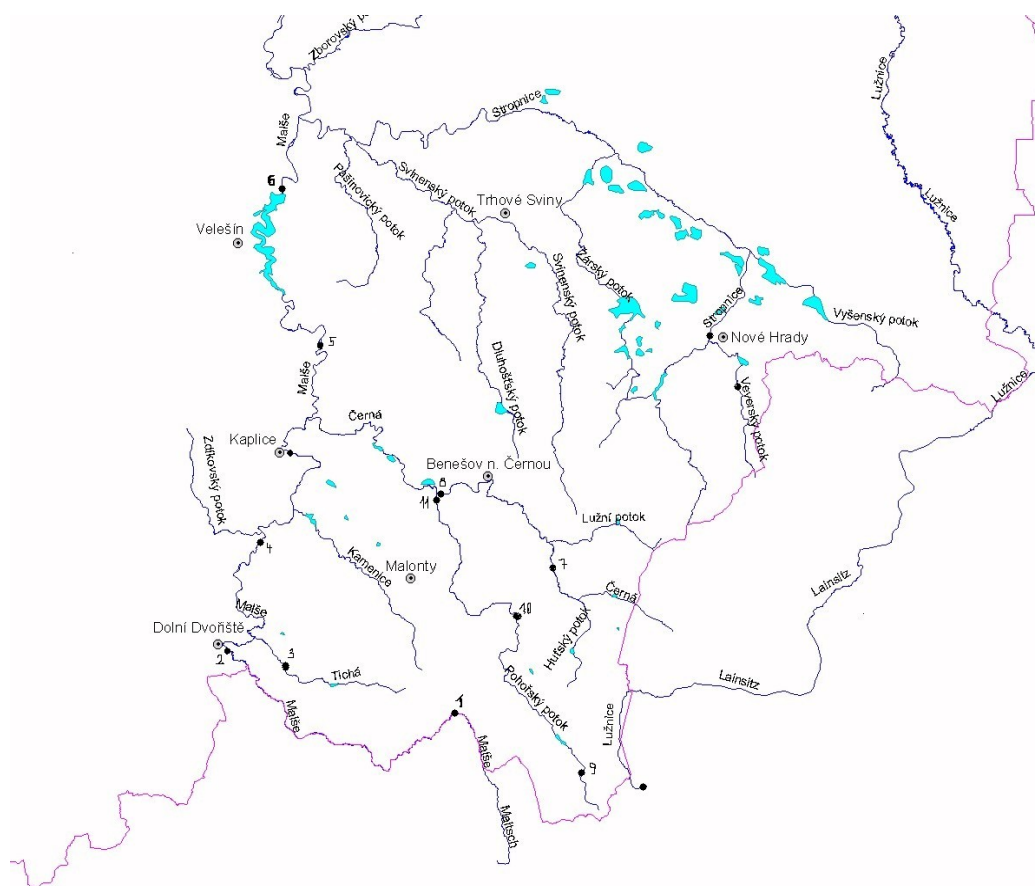
3. 1. 3. Říčka Tichá

Říčka pramení pod kótou 818 – Farský vrch. Před Rychnovem nad Malší se zprava vlévá do Malše. Na povodí Tiché se vyskytuje několik drobnějších rybníků. Za Rychnovem vstupuje řeka do hlubokého a úzkého údolí, z něhož vytéká před Kaplicí (Kubeš, 2004).

4. Metodika

4. 1. Odběr vzorků

Pro odběr vzorků mechů a vody byly vybrány lokality pro sledování a vyhodnocení trendů v obsazích prvků v toku. První z odběrových míst byl profil na řece Malši poblíž zaniklé příhraniční obce Cetviny (1) pro zjištění kvality vody přitékající z pramenné oblasti v Rakousku, teoreticky nekontaminované. Další odběrový profil byl nad Dolním Dvořištěm (2), v místě, kde do něj řeka vtéká. Případné znečištění je přinášeno z Rakouska, pravděpodobně ze zemědělské činnosti. Třetí lokalitou byl profil na říčce Tichá v místě zvaném U Svatého Kamene (3), přítoku Malše. Čtvrtý u zříceniny hradu Loužek (4), zde již je tok ovlivněn antropogenní činností v zemědělství. Jako reprezentativní vzorek kvality vody, která přitéká do nádrže Římov, byl vybrán Pořešín (5) a přímo u výpusti z nádrže (6) pro posouzení kvality vytékající vody z této nádrže. Významným přítokem Malše před vodní nádrží Římov je řeka Černá, která může velkou měrou určovat kvalitu vody v nádrži. Na Černé byly mechy a voda odebírány ve dvou lokalitách a to v Černém Údolí (7) a u Líčova nad soutokem s Pohořským potokem (8). Na tomto potoce byly odebírány vzorky na třech lokalitách-v jeho pramenné oblasti u Pohoří na Šumavě (9), poté v Pohořské Vsi (10) a nad soutokem s Černou (11). Tato oblast byla dříve proslulá výrobou skla, poslední sklárna byla zavřena v roce 1930 a kontaminace sklářskými přísadami by mohla být dodnes patrná (vyplavování a akumulace mechů buď z vody nebo přímo ze sedimentů). Fotografie lokalit a mechů jsou vyobrazeny v příloze E a F.



Vodní mechy jsem po vyjmutí z toku promyla v čistém plastovém vědru naplněném vodou z odebíraného místa, aby se odstranily zbytky sedimentu, živočichů a hrubé nečistoty. Poté jsem mechy vložila do čistého polyethylenového sáčku s popisem zahrnujícím datum odběru, lokalitu a číslo druhu mechu. Pečlivě označený a zaznamenaný vzorek byl uložen do cestovní chladničky a připraven k transportu do laboratoře.

Vzorky vody pro rozbor chemického složení jsem nabírala do PET lahví o objemu 1 litr, pro stanovení obsahu rtuti zvlášť do 100 ml skleněných vzorkovnic. Minimálně 24 hodin před odběrem jsem lahve pečlivě vymyla a naplnila destilovanou vodou s koncentrovanou kyselinou dusičnou (2 ml.l^{-1}). Před vlastním odběrem jsem lahve vymyla vlastní odebíranou vodou, aby se předešlo možnému smíchání zbylé vody v lahvi s odebíranou vodou. Vzorek vody jsem odebírala asi 20 cm pod hladinou proti směru toku vody buď přímo uprostřed toku a nebo v dostatečné vzdálenosti od břehu, abych předešla případnému odběru nečistot společně se vzorkem. V případě malého množství vody jsem vzorky odebírala z vodní hladiny. Poté byly označeny, uloženy do cestovní chladničky a připraveny k transportu do laboratoře.

4. 2. Laboratorní zpracování vzorků

Vzorky vody pro stanovení Hg jsem po příjezdu do laboratoře zakonzervovala 0,2 ml konc. HNO_3 , 0,1 ml konc. HCl a 0,1 ml 10% $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Spolu

s ostatními vzorky vody byly uloženy v chladničce v chemické laboratoři katedry chemie zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

Mechy jsem po převozu do laboratoře vyjmula z polyetylenových sáčků, rozložila na filtrační papír, překryla dalším filtračním papírem k zabránění kontaminace ze vzduchu a přenesla na suché, čisté místo v laboratoři. Po asi týdnu byly dokonale vysušené a připravené k dalšímu zpracování.

4. 2. 1. Analýza vody

pH, konduktivitu a nasycení vody kyslíkem jsem stanovila přímo v terénu pomocí přístroje WTW Multi 340i. Alkalinitu jsem měřila titrátorem Mettler DL 25/21 standardní metodou. Vzorky pro stanovení vybraných rizikových prvků jsem po okyselení 200 µl konc. HNO₃ filtrovala přes membránový filtr, Celulose nitrate filter. Po úpravě vzorku byly obsahy prvků stanoveny metodou ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry = hmotnostní spektrometrie indukčně vázaným plazmatem, od fy VG Elemental, Velká Británie). Rtuť byla v zakonzervovaných vzorcích vod stanovena na jednoúčelovém atomovém spektrometru AMA 254 (Advanced Mercury Analyzer, fy Altec, Praha). Tento přístroj je určen pro přímé stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez potřeby chemické předúpravy vzorku.

4. 2. 2. Analýza mechu

Po zhomogenizování na laboratorním mixeru byl obsah rtuti v meších stanoven na jednoúčelovém atomovém spektrometru AMA 254 (Advanced Mercury Analyzer, fy Altec, Praha). Pro stanovení dalších prvků bylo potřeba mechy zmineralizovat. Po navážení každého vzorku mechu jsem nádobku ovlhčila několika ml vody a přidala 5 ml konc. HNO₃ a 3 ml konc. H₂O₂. Takto připravené vzorky byly zmineralizovány mikrovlnným mineralizačním zařízením MDS 2000 a MARS 5 fy CEM Corporation, USA. Po této úpravě byly obsahy prvků stanoveny metodou ICP-MS.

5. Výsledky

5. 1. Jarní a letní aspekt 2008

Vybrané hydrologické charakteristiky pro letní a podzimní odběr jsou uvedeny v příloze A (tabulka A1). Kompletní seznam a hodnoty pro sledované prvky – chrom, zinek, arsen, kadmium, rtuť, olovo a uran v meších i ve vodě v tabulce A2 (příloha A). Nejčastěji se vyskytujícími mechy byly *Platyhypnidium riparioides* a *Fontinalis antipyretica*. U Líčova se vyskytoval mech *Fontinalis squamosa*, který roste ve vodách s kyselějším pH (optimum 5,6-5,8, až kolem 6,2), v Černé v Černém Údolí *Hygrohypnum ochraceum*.

Nejvyšší obsah chromu byl zjištěn v lokalitě Pořešín (14,37 mg/kg sušiny) v mechu *P. riparioides* a řase *Ulothryx*, které byly vzájemně tak propletené, že nešly oddělit a analyzovat každou rostlinu zvlášť. Tvořily dohromady celek s velkým povrchem pro adsorpci nutrientů. Nejméně chromu (1,16 mg/kg sušiny) obsahovalo *P. riparioides* v Dolním Dvořišti.

Nejvíce zinku obsahovalo *P. riparioides* v Cetvinách (295,55 mg/kg sušiny), nejméně *F. squamosa* v Černé u Líčova (120,49 mg/kg sušiny). Nejvyšší obsah arsenu byl naměřen v *H. ochraceum* v Černé v Černém Údolí (8,2 mg/kg sušiny), nejnižší v *F. antipyretica* v Cetvinách (1,66 mg/kg sušiny). V této lokalitě, ale v mechu *P. riparioides* bylo zjištěno nejvíce kadmia (6,88 mg/kg sušiny). Nejméně tohoto těžkého kovu obsahovalo již zmíněné *P. riparioides* společně s řasou *Ulothryx* (1,95 mg/kg sušiny) v lokalitě Pořešín.

Rtuť byla nejvíce obsažena v *F. antipyretica* propleteném s řasou *Lemanea* (0,84 mg/kg sušiny) v Pohořském potoce u Líčova, druhý nejvyšší obsah byl rovněž v této lokalitě, ale v mechu *P. riparioides* (0,83 mg/kg sušiny). Nejméně bylo shodně v mechu *F. antipyretica* na dvou lokalitách – Cetvinách a Dolním Dvořišti (0,06 mg/kg sušiny). Ve *F. antipyretica* v Cetvinách bylo nejvíce uranu, nejméně uranu obsahovalo *P. riparioides* v Pohořském potoce u Líčova (0,9 mg/kg sušiny). Nejvyšší obsah olova byl zjištěn v *P. riparioides* a řase *Ulothryx* v Pořešíně (25,51 mg/kg sušiny), nejnižší v Dolním Dvořišti v *P. riparioides* (2,52 mg/kg sušiny).

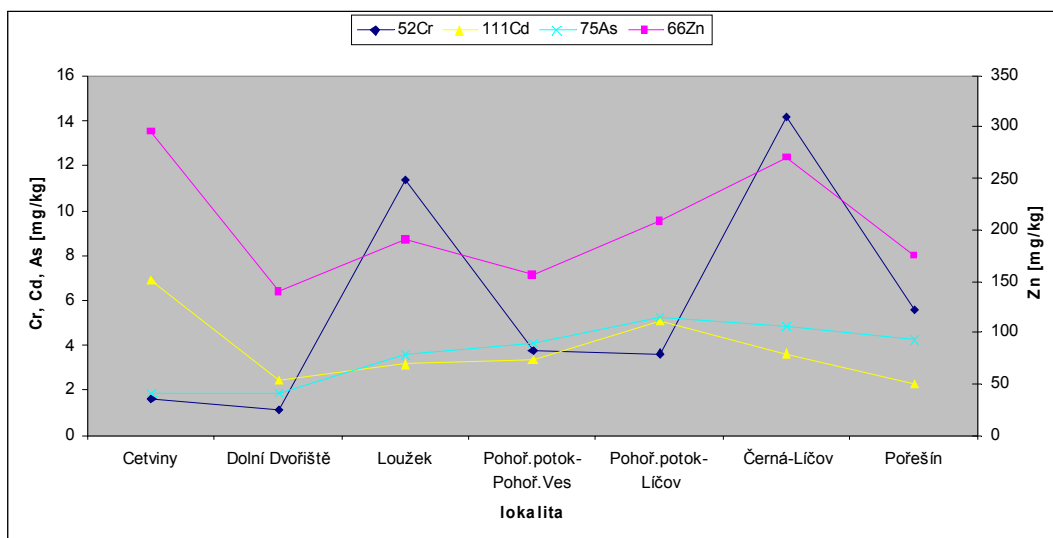
5. 1. 1. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 24.6.2008 v mechu *Platyhypnidium riparioides*

Graf 1 a 2 ukazuje průběh obsahu prvků na lokalitách horní Malše a jejich zdrojnicích. Velmi podobný průběh mají zinek a chrom a arsen a kadmium.

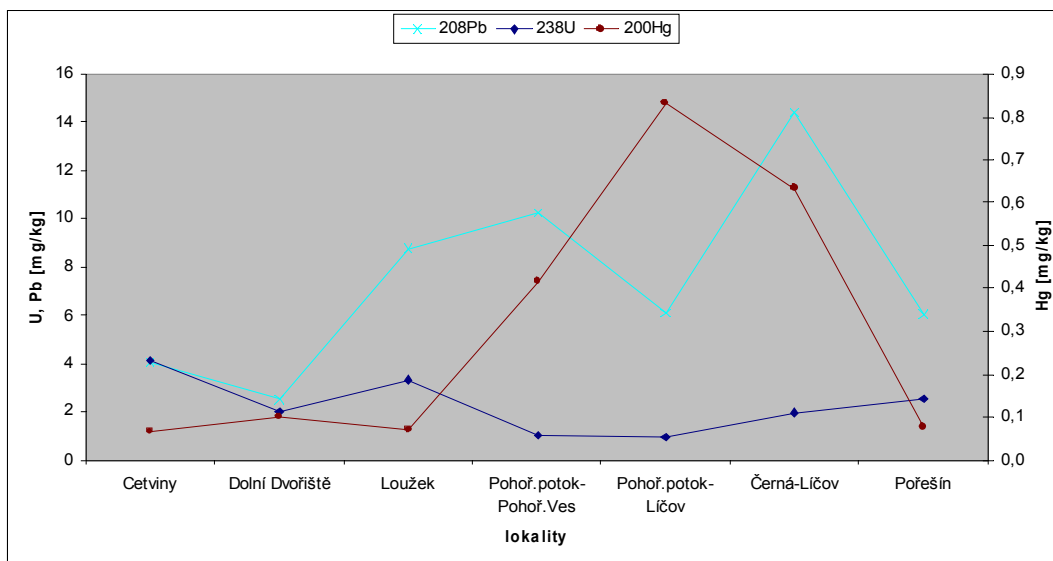
Vysoký obsah prvků se objevuje zejména v lokalitě Černá u Líčova, u rtuti a zinku i v Pohořském potoce na této lokalitě. Kadmium a zinek jsou nejvíce naakumulované v Cetvinách. U chromu jsou patrné dva výrazné píky a to v Loužku a v Černé u Líčova. Minimální výkyvy v obsazích byly u uranu a arsenu. Rtuť byla významně více obsažena v meších v Černé a jejím přítoku-Pohořském potoce.

Kompletní vypočtené korelační koeficienty jsou v příloze A, tabulka A3. Značné korelace jsou u arsenu a kadmia (0,99), arsenu a rtuti (0,99), olova a chromu (0,98), rtuti s kadmii (0,96), olova a zinku (0,94), u zinku a chromu (0,86), značné inverzní korelace mezi uranem a kadmii (-0,99), uranem a arsenem (-0,97) a uranem a rtutí (-0,92).

Graf 1: Obsah chromu, kadmia, arsenu a zinku v *P. riparioides* na lokalitách z 24.6.2008



Graf 2: Obsah olova, uranu a rtuti v *P. riparioides* na lokalitách z 24.6.2008

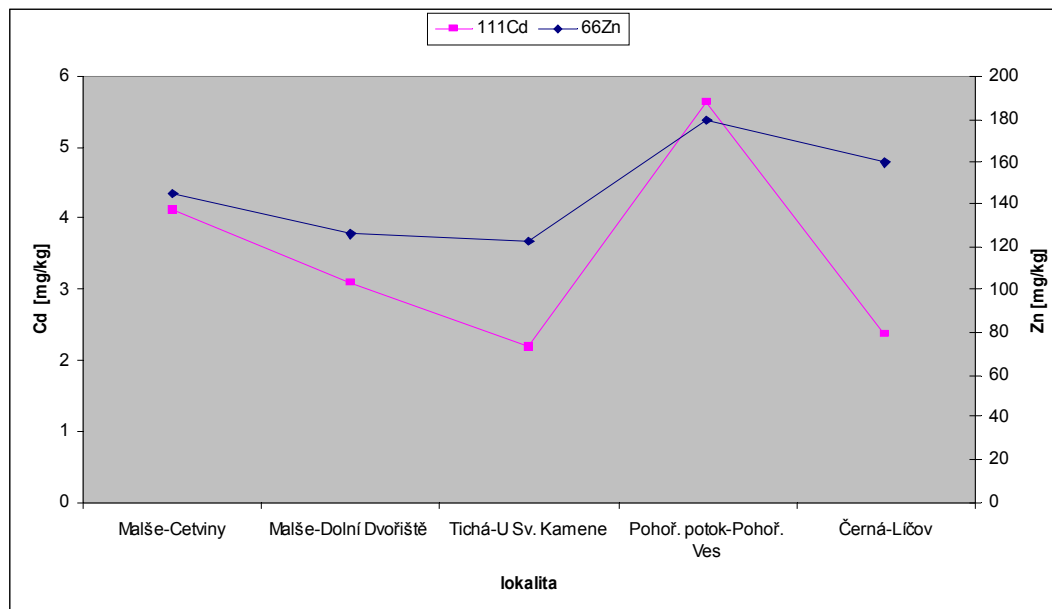


5. 1. 2. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 24.6.2008 v mechu *Fontinalis antipyretica*

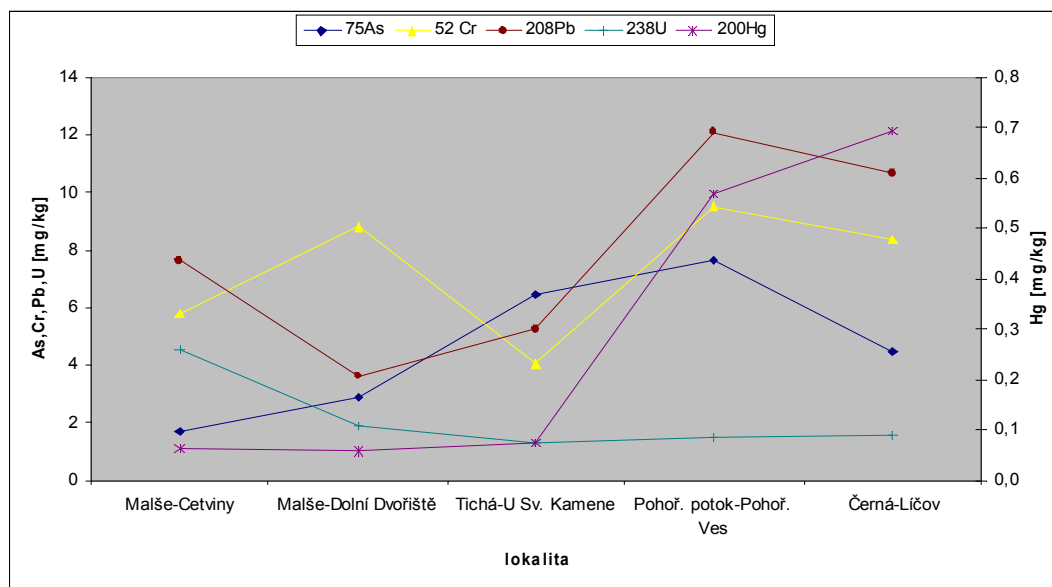
Grafy 3 a 4 zobrazují obsahy sledovaných toxických prvků v jednotlivých lokalitách tak, jak je zachytil mech *F. antipyretica*. Trend obsahů kadmia a zinku je stejný, s maximem na lokalitě Pohořský potok v Pohořské Vsi. U kadmia se objevují poněkud větší výkyvy než je tomu u zinku. V případě ostatních se prvků se podobnosti v trendech již tak snadno vysledovat nedají. Vyšší obsahy se stejně jako v případě *P. riparioides* vyskytují v Cetvinách a v Černé u Líčova, zde ještě i v

Pohořském potoce-Pohořské Vsi. Obsah rtuti významně stoupl právě v Pohořském potoce-Pohořské Vsi a Černé u Líčova.

Graf 3: Obsah kadmia a zinku v *F.antipyretica* na lokalitách z 24.6.2008



Graf 4: Obsah arsenu, chromu, olova, uranu a rtuti v *F.antipyretica* na lokalitách z 24.6.2008



Obsah uranu ve *F. antipyretica* je po maximu v Cetvinách vyrovnaný. Kolísání je naproti tomu patrné u chromu a olova.

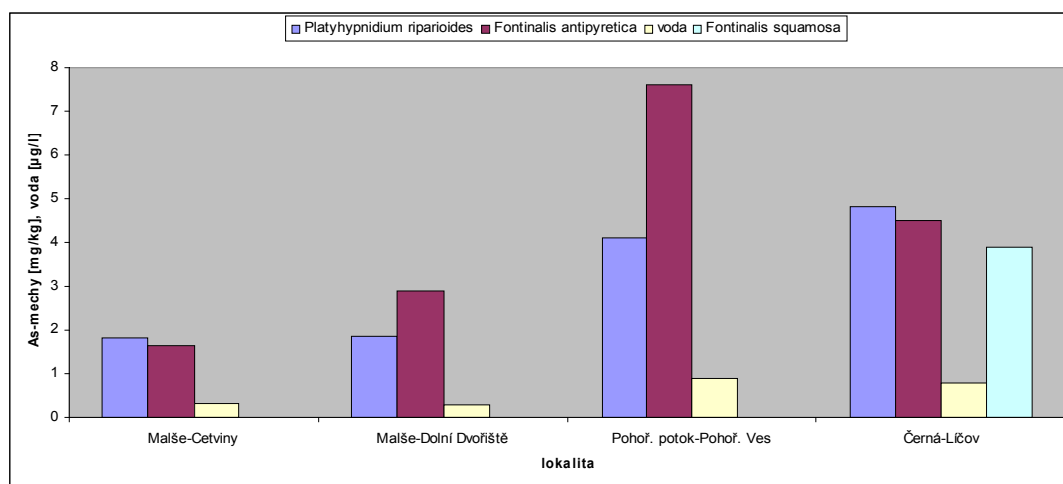
Příslušné korelační koeficienty jsou uvedené v příloze A, tabulka A4. Mezi významnější patří korelační koeficient rovný jedné u olova s chromem a rtuti s uranem. Značné korelace se objevily mezi chromem a zinkem (0,99), olovem a

zinkem (0,99), rtutí a chromem (0,92), rtutí a olovem (0,92), uranem a olovem(0,9),
uranem a chromem (0,9) a rtutí a zinkem (0,85).

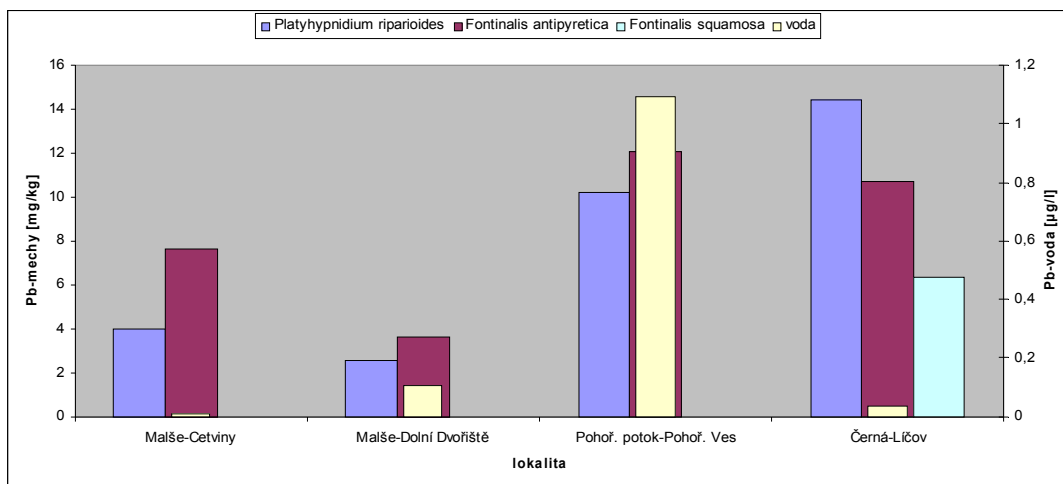
5. 1. 3. Porovnání akumulčních schopností mečů - 24.6.2008

Pro porovnání byly vybrány lokality, kde rostl více než jeden druh mechu. Jednotlivé druhy mečů vykazují různou schopnost akumulace toxických prvků, které mohou být dány i jejich stářím, habitem a růstovou schopností. Do grafů jsou přiřazeny i okamžité koncentrace daných prvků ve vodě.

Graf 5: Arsen v meších na vybraných lokalitách 24.6.2008

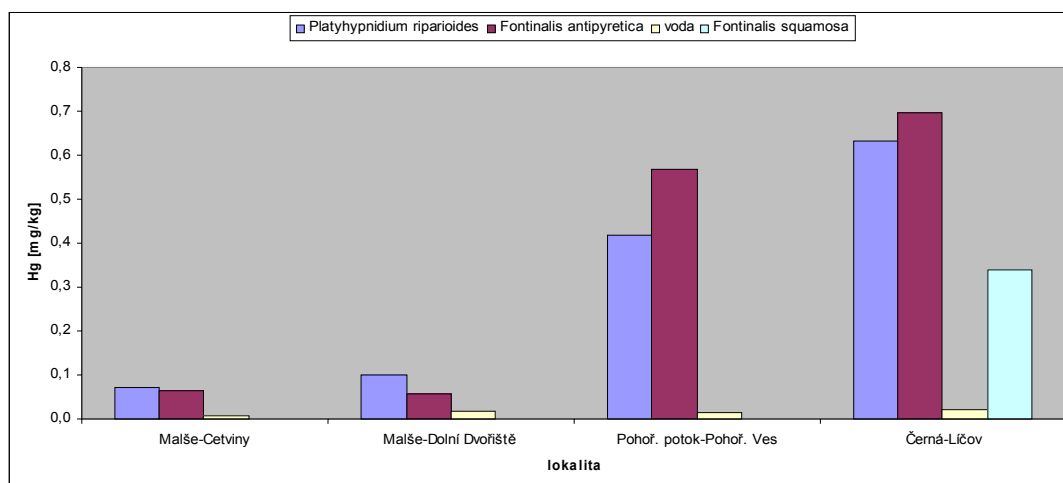


Graf 6: Olovo v meších na vybraných lokalitách 24.6.2008

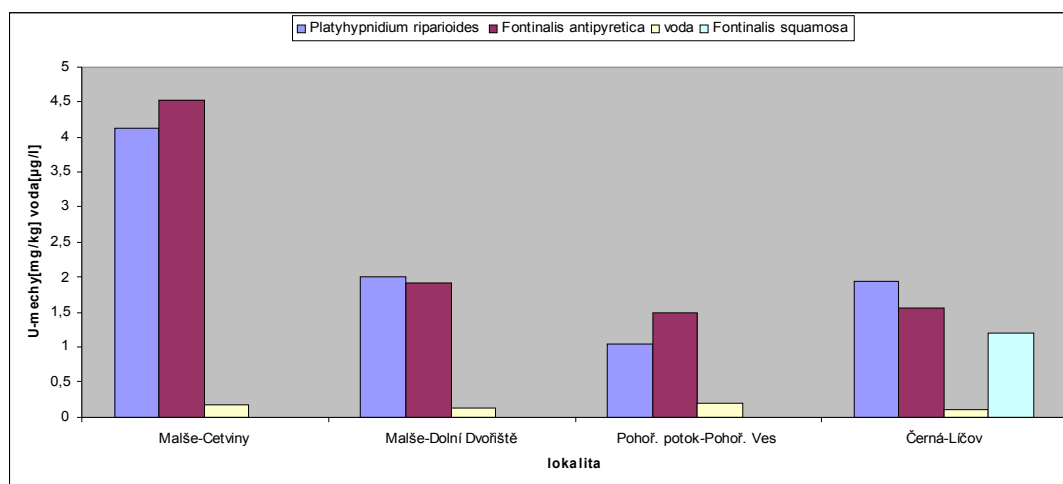


Pro arsen, olovo a rtuť vykazují mechy nejvyšší afinitu v Černé u Líčova a Pohořském potoce-Pohořské Vsi (grafy 5, 6 a 7). U rtuti jsou rozdíly výraznější než u arsenu a olova. Na lokalitě Pohořský potok-v Pohořské Vsi je patrný velký rozdíl mezi obsahem arsenu v *P. riparioides* a *F. antipyretica*.

Graf 7: Rtut' v meších na vybraných lokalitách 24.6.2008

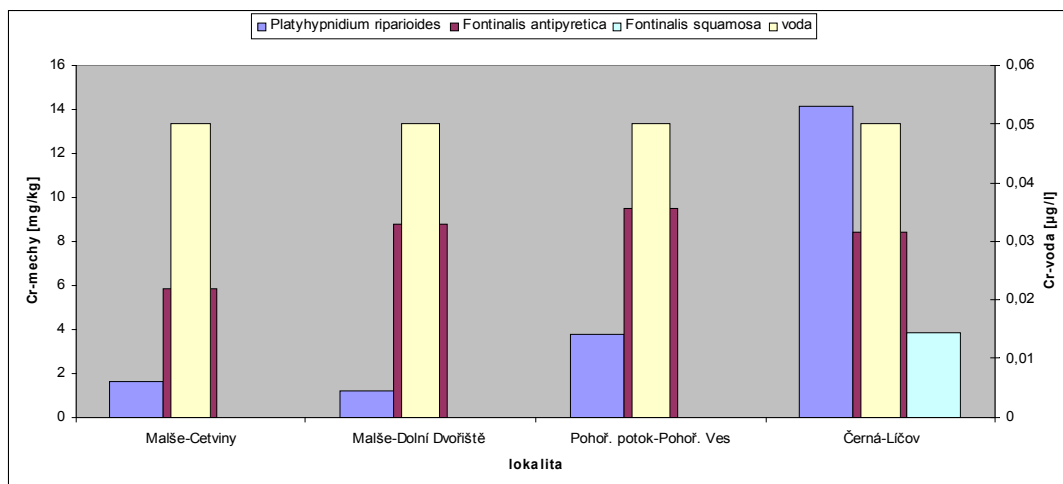


Graf 8: Uran v meších na vybraných lokalitách 24.6.2008

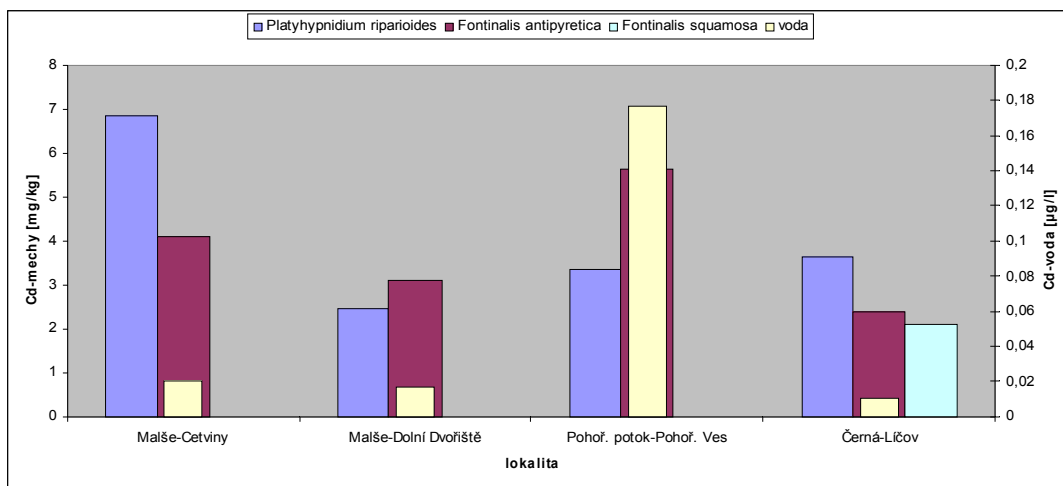


Obsahy uranu v meších byly poměrně vyrovnané i na jednotlivých lokalitách. V Dolním Dvořišti obsahovaly téměř stejné množství (graf 8). Chrom byl výrazně více s výjimkou Černé u Líčova sorbován *F. antipyretica*. Stejně jako u olova je na lokalitě Černá-Ličov patrný schod mezi *P. riparioides*, *F. antipyretica* a *F. squamosa*. U *F. squamosa* je vidět rozdíl v akumulovaném množství oproti ostatním mechům u všech prvků. U kadmia, chromu a zinku jsou rozdíly v množství mezi mechy výraznější, zvláště na lokalitě Malše-Cetviny, u chromu na všech sledovaných lokalitách.

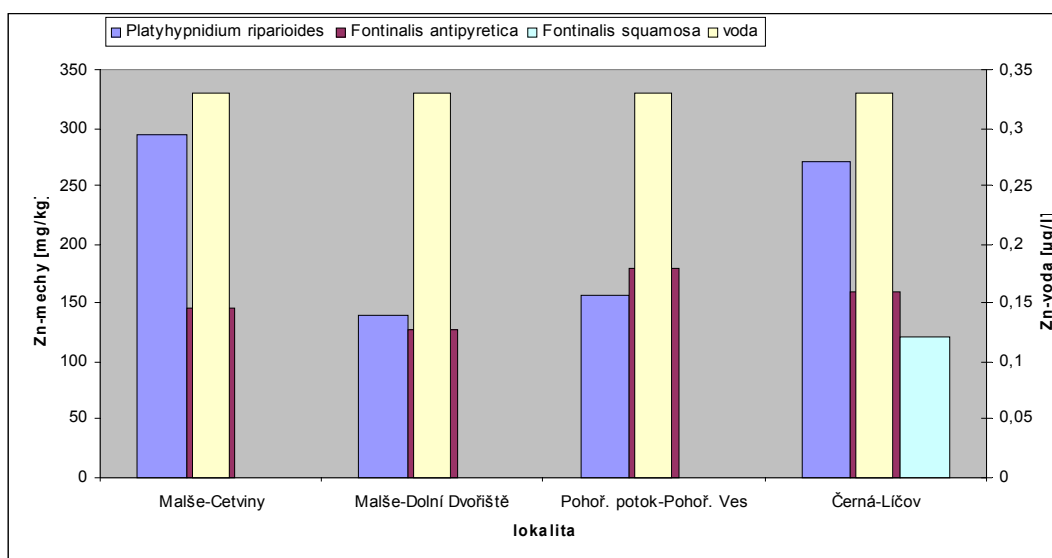
Graf 9: Chrom v meších na vybraných lokalitách 24.6.2008



Graf 10: Kadmium v meších na vybraných lokalitách 24.6.2008



Graf 11: Zinek v meších na vybraných lokalitách 24.6.2008



5. 2. Podzimní aspekt 2008

Seznam odebraných mechů s hodnotami pro jednotlivé odběrové lokality je uvedený v příloze B, tabulce B1. Nejčastěji se vyskytujícími mechy byly *Platyhypnidium riparioides* a *Fontinalis antipyretica*. Na lokalitě Cetviny a v Černé v Černém Údolí rostl mech *Hygrohypnum ochraceum*, u Líčova v Černé i Pohořském potoce *Fontinalis squamosa*.

Nejvíce chromu obsahovala *F. antipyretica* v Tiché u Sv. Kamene (18,33 mg/kg sušiny), nejméně *P. riparioides* v Pohořském potoce v Pohoří na Šumavě (3,56 mg/kg sušiny). Nejvyšší obsah zinku byl zjištěn ve stejném mechu v Pohořském potoce u Líčova (341,46 mg/kg sušiny), nejnižší v *P. riparioides* v Pohořském potoce v Pohoří na Šumavě jako u chromu (64,12 mg/kg sušiny).

V Tiché u Sv. Kamene v *F. antipyretica* bylo nalezeno i nejvíce arsenu (11,20 mg/kg sušiny), nejmenší obsah arsenu byl zjištěn v *P. riparioides* v Loužku (2 mg/kg sušiny), i v druhém mechu z této lokality je obsah arsenu velmi nízký (*F. antipyretica* - mg/kg sušiny).

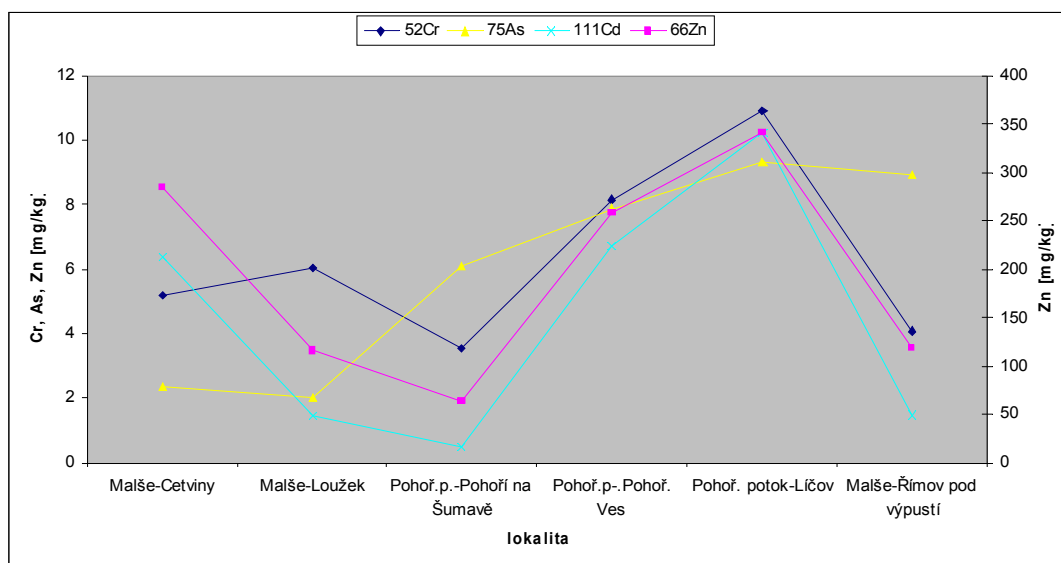
Nejvíce kadmia obsahovalo *P. riparioides* v Pohořském potoce u Líčova (10,25 mg/kg sušiny), nejméně *P. riparioides* v prameništi Pohořského potoka-Pohoří na Šumavě (0,48 mg/kg sušiny).

Nejvyšší obsah rtuti byl změřen v *F. squamosa* v Pohořském potoce u Líčova, nejmenší v *P. riparioides* v Loužku (0,05 mg/kg sušiny). Zatímco u jiných prvků je možné najít v *P. riparioides* v Pohořském potoce v Pohoří na Šumavě nejmenší obsahy, u olova je zde obsah význačně nejvyšší (23,13 mg/kg sušiny). Nejméně olova bylo zjištěno v *P. riparioides* v Malši u Loužku (4,18 mg/kg sušiny).

Hygrohypnum ochraceum v Cetvinách obsahovalo nejvíce uranu (6,97 mg/kg sušiny), nejméně *P. riparioides* v Pohořském potoce v Pohoří na Šumavě (0,96 mg/kg sušiny).

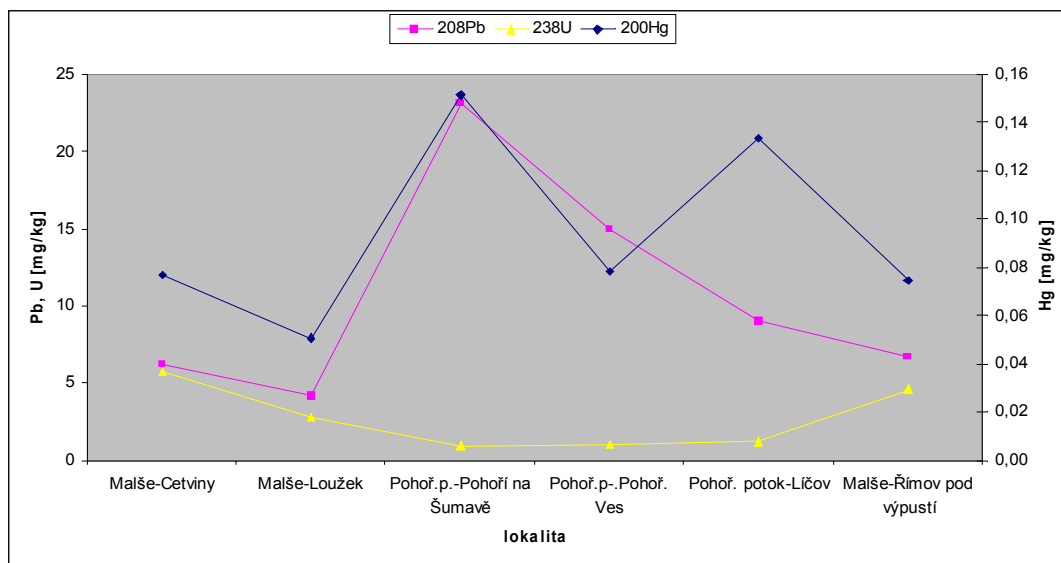
5. 2. 1. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 25.9.2008 v mechu *Platyhypnidium riparioides*

Graf 12: Obsah chromu, arsenu, kadmia a zinku v *P. riparioides* na lokalitách z 25.9.2008



Grafy 12 a 13 zobrazují průběh obsahů prvků na lokalitách horní Malše a jejích zdrojnicích v *P. riparioides*. U arsenu, chromu, kadmia a zinku a částečně i u uranu je vidět stejný trend zvláště v Pohořském potoce - narůstající obsah v meších od pramene po ústí do Černé. Zcela opačný (klesající) trend je u olova. Výrazné kolísání se objevuje u rtuti. Nejvyšší množství prvků v *P. riparioides* byla zjištěna zejména na lokalitě Malše-Cetviny a Pohořský potok v Pohoří na Šumavě a u Líčova.

Graf 13: Obsah olova, uranu a rtuti v *P. riparioides* na lokalitách z 25.9.2008



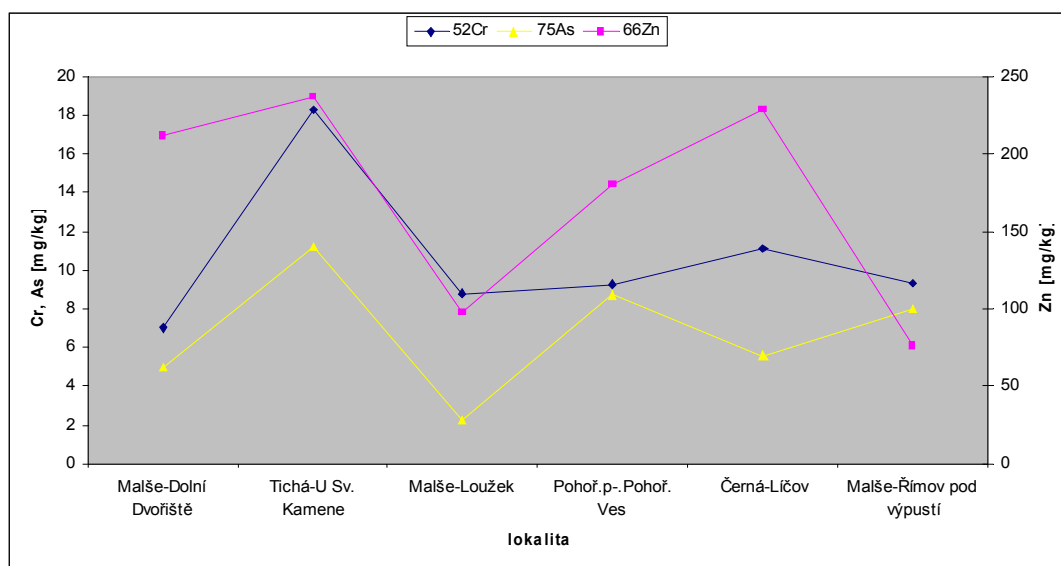
Korelační koeficienty pro prvky v tomto mechu jsou uvedeny v příloze B, tabulka B2. Korelační koeficient jedna se objevuje mezi chromem a zinkem, chromem a kadmíem a kadmíem a zinkem. Značné inverzní korelace jsou mezi olovem a arsenem (-0,85), uranem a chromem (-0,9), uranem a kadmíem (-0,9) a uranem a zinkem (-0,9).

5. 2. 2. Obsahy sledovaných prvků na lokalitách 25.9.2008 v mechu *Fontinalis antipyretica*

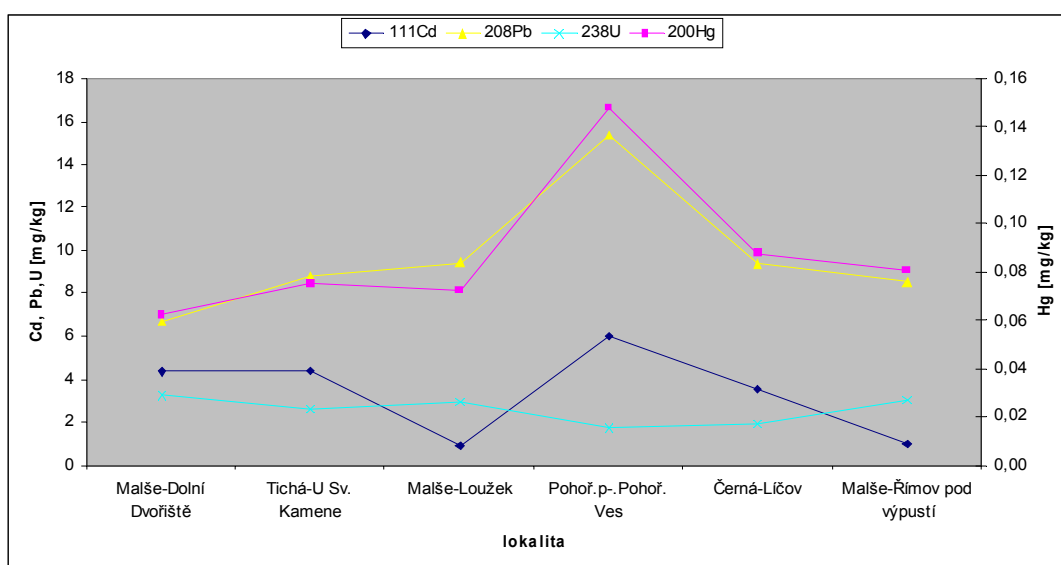
Grafy 14 a 15 ukazují průběh obsahů sledovaných prvků na lokalitách dle *F. antipyretica*. Stejný trend se objevuje u chromu a zinku a u rtuti a olova. Nejvyšší hodnoty se vyskytovaly na lokalitách Tichá u Sv. Kamene, Pohořský potok-Pohořská ves a Černá u Líčova. Vyrovnané obsahy na všech lokalitách jsou patrné u uranu.

Korelační koeficienty jsou uvedeny v příloze B, tabulka B3. Mezi rtutí a olovem je korelační koeficient rovný jedné, značná korelace je mezi olovem a kadmíem (0,91) a rtutí a kadmíem (0,9). Značné inverzní korelace byly vypočteny pro arsen a chrom (-0,98), uran a kadmium (-0,94) a uran a zinek (-0,89).

Graf 14: Obsah chromu, arsenu a zinku ve *F. antipyretica* na lokalitách z 25.9.2008



Graf 15: Obsah kadmia, olova, uranu a rtuti ve *F. antipyretica* na lokalitách z 25.9.2008

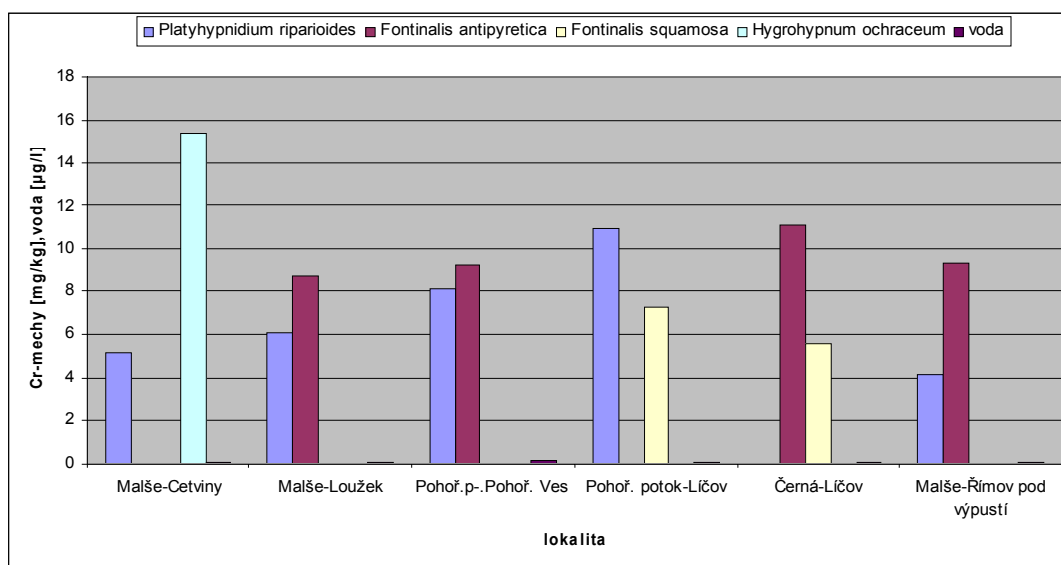


5. 2. 3. Porovnání akumulčních schopností mechu – 25.9.2008

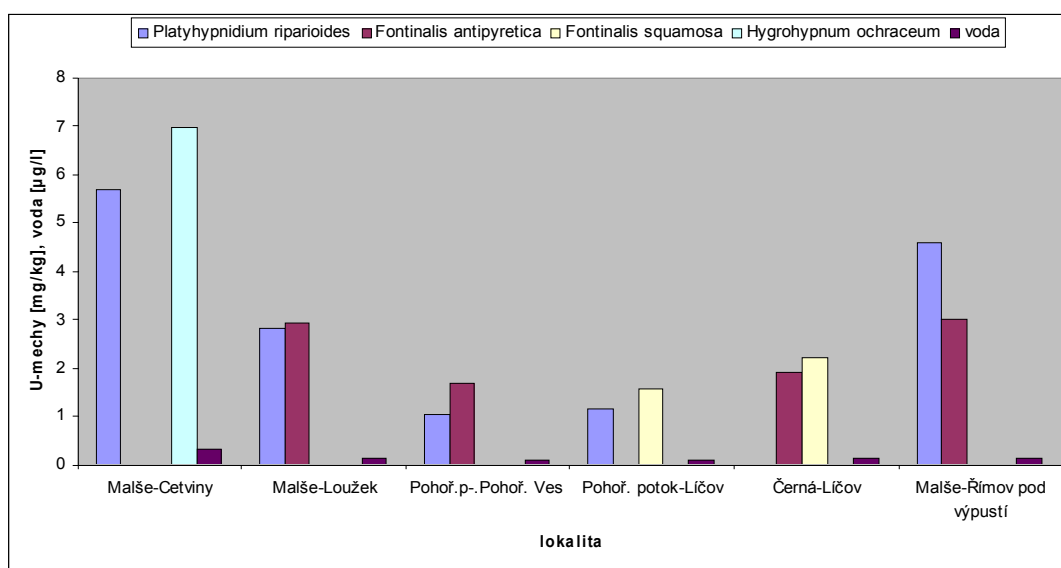
Porovnávány byly obsahy prvků na lokalitách s více druhy mechu, zároveň i s okamžitými koncentracemi daného prvku ve vodě.

Chromu, olova a uranu (grafy 16,17 a 18) se v meších vyskytovalo nejvíce v lokalitě Malše-Cetviny v *Hygrohypnum ochraceum*. V případě chromu a olova zde byl výrazný rozdíl mezi obsahem v tomto mechu a *P. riparioides*. U uranu nebyl rozdíl v obsahích v meších tak výrazný a spíše vyrovnaný na všech lokalitách. Chromu bylo více naakumulováno ve *F. antipyretica*.

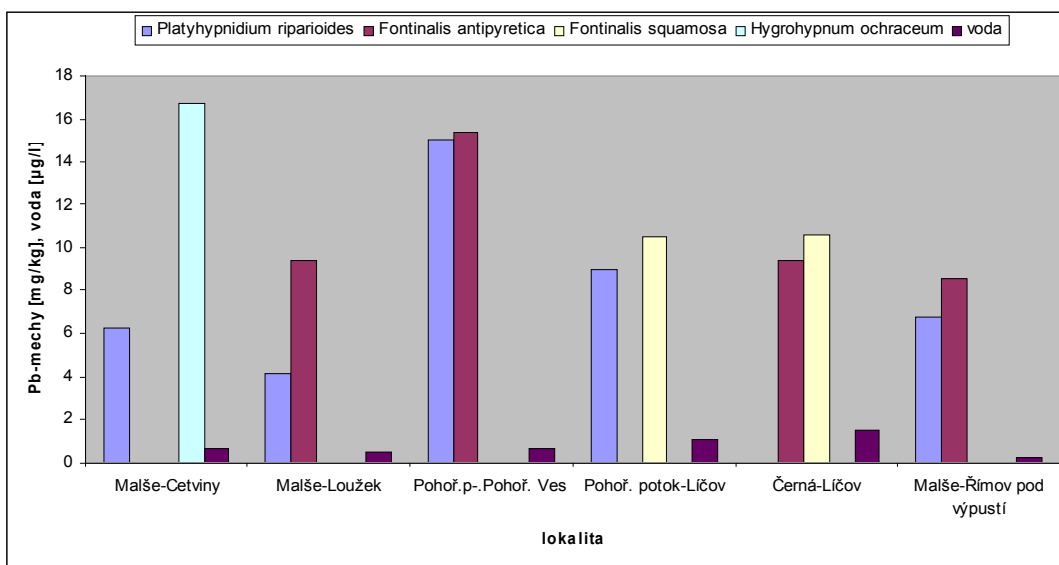
Graf 16: Chrom v meších na lokalitách 25.9.2008



Graf 17: Uran v meších na lokalitách 25.9.2008

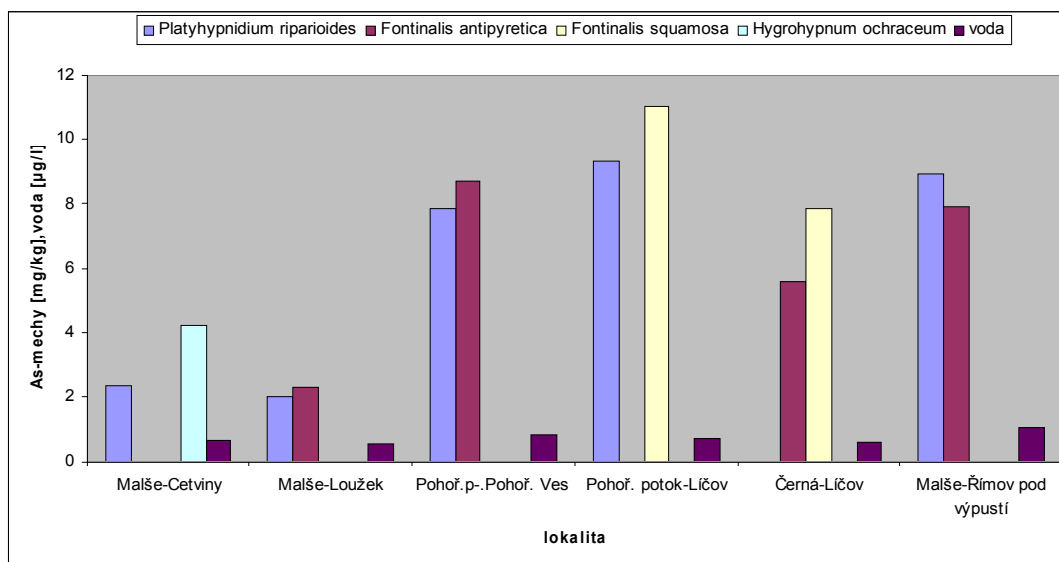


Graf 18: Olovo v meších na lokalitách 25.9.2008

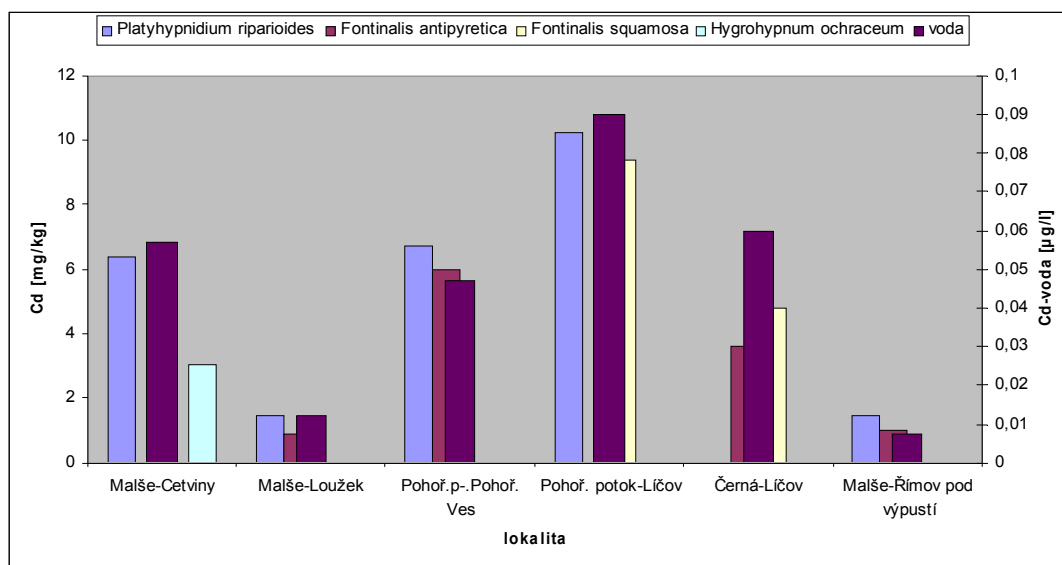


Arsen, kadmium a zinek vykazují velmi podobné charakteristiky – rozdíly v obsazích v meších nejsou tak velké, kadmium a zinek mají i téměř stejný vývoj po lokalitách (s výjimkou Černá-Ličov). Oba více akumuloval ve většině případů mech *P. riparioides*. Arsen byl akumulován výrazně také *F. squamosa*.

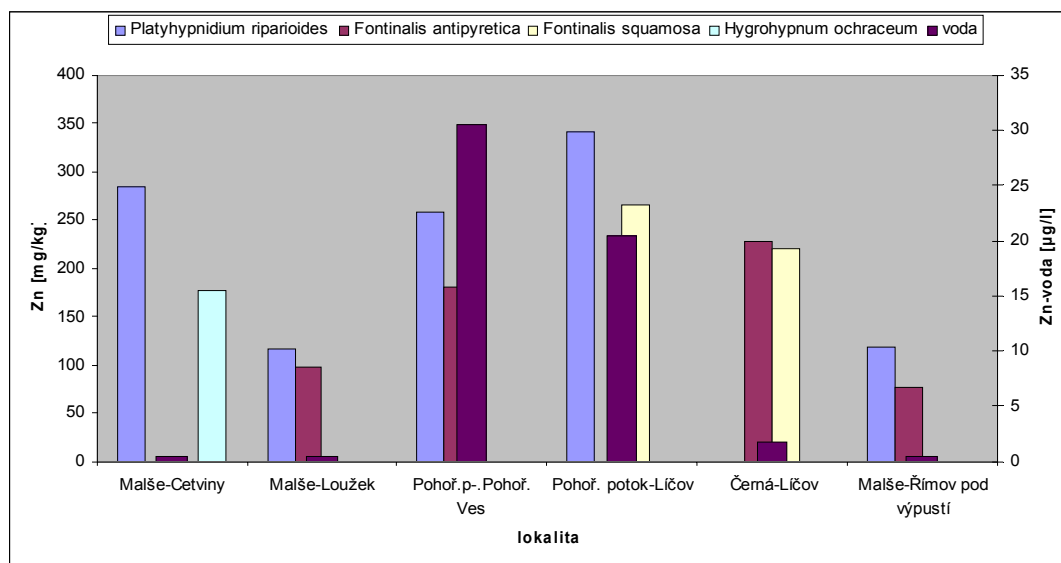
Graf 19: Arsen v meších na lokalitách 25.9.2008



Graf 20: Kadmium v meších na lokalitách 25.9.2008



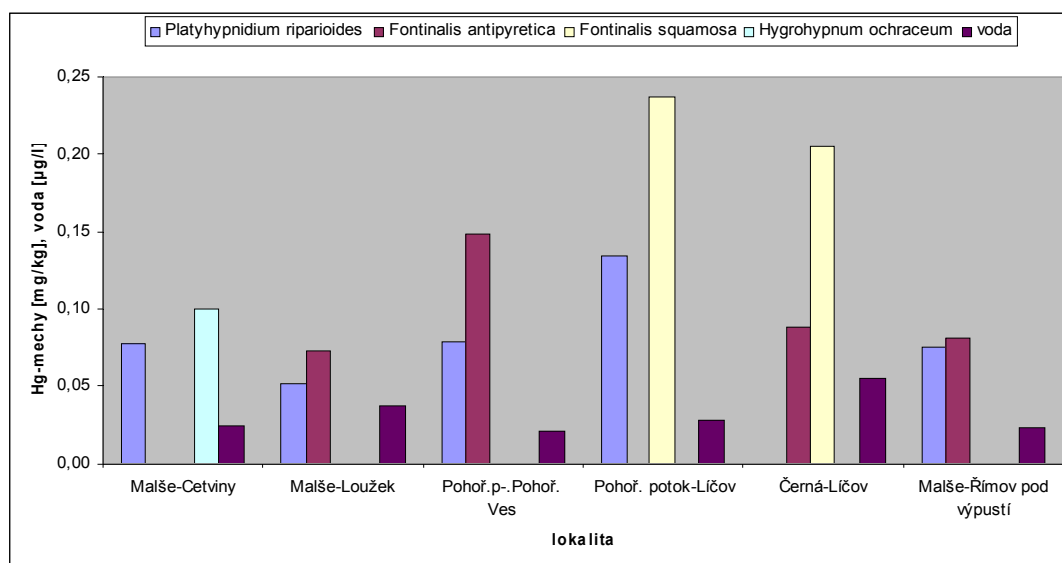
Graf 21: Zinek v meších na lokalitách 25.9.2008



I u rtuti byly rozdíly v obsazích v meších na jednotlivých lokalitách poměrně vyrovnané, ovšem s výjimkou obou lokalit u Ličova-Černé a Pohořského potoka. Zde výrazně více rtuti bylo naměřeno ve *F. squamosa* než v druhém mechu vyskytující se na příslušné lokalitě. Větší rozdíl mezi mechy je vidět i na lokalitě Pohořský potok- Pohořská Ves.

Porovnání lokalit u soutoku u Ličova umožňuje posoudit vnos Pohořského potoka do Černé a poté do Malše. Zde je velký přínos mechu *F. squamosa*, přestože byl nasbírána pouze v těchto dvou lokalitách.

Graf 22: Rtut' v meších na lokalitách 25.9.2008



5. 3. Časové řady

V roce 2002 před povodněmi a v roce 2005 byly při některých odběrech vody sbírány pracovníky katedry chemie i vzorky mechů. Tyto mechy jsem zanalyzovala a použila k vytvoření určité představy vývoje kvality toku Malše a jejích zdrojnic (Tiché, Černé a Pohořského potoka) na některých lokalitách v čase.

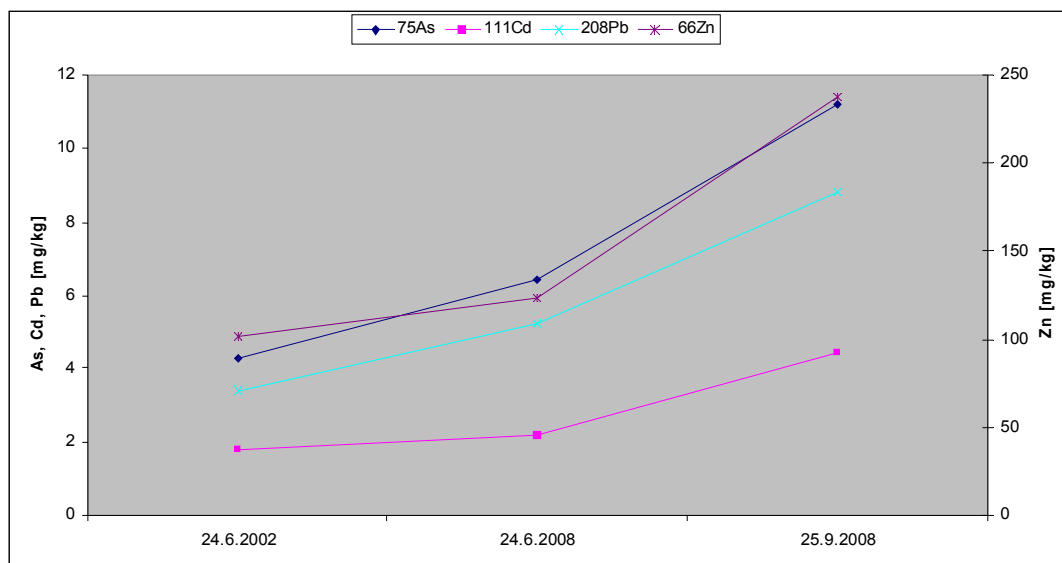
Kompletní naměřené hodnoty u mechů a vody pro roky 2002 a 2005 jsou uvedené v příloze C, tabulky C1 a C2. U vody byly použity průměrné hodnoty pro dané lokality za celý hydrologický rok, vypočtené korelační koeficienty jsou v tabulce C3, vybrané hydrologické charakteristiky pro rok 2005 v tabulce C4.

5. 3. 1. Tichá u Sv. Kamene

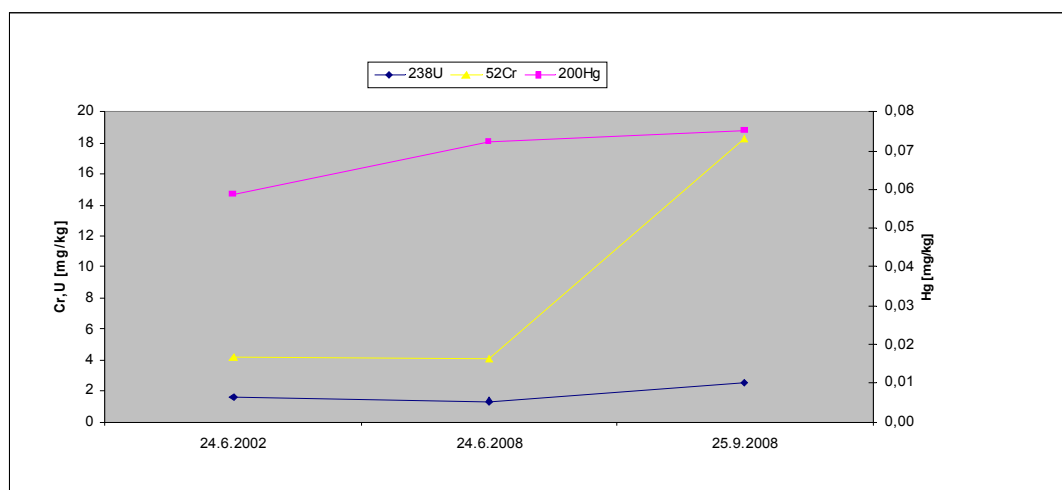
Na lokalitě Tichá u Sv.Kamene rostl v roce 2002 i 2008 mech *Fontinalis antipyretica*. Mimo uranu a chromu je patrný nárůst obsahu u letních odběrů u všech prvků, zvýšení od léta do podzimu je dáno sezónností mechů a ukládáním toxických prvků do starších částí rostlinného těla. Nejvyšší nárůst od léta k podzimu se projevil u chromu, naopak minimální u uranu.

Kompletní vypočtené korelační koeficienty mezi prvky jsou v tabulce C5. Závislost (korelační koeficient 1) na sobě vykazují arsen a olovo a zinek a kadmium.

Graf 23: Obsah arsenu, kadmia, olova a zinku ve *Fontinalis antipyretica* na lokalitě Tichá u Sv. Kamene rok 2002 a 2008



Graf 24: Obsah uranu, chromu a rtuti ve *Fontinalis antipyretica* na lokalitě Tichá u Sv. Kamene rok 2002 a 2008

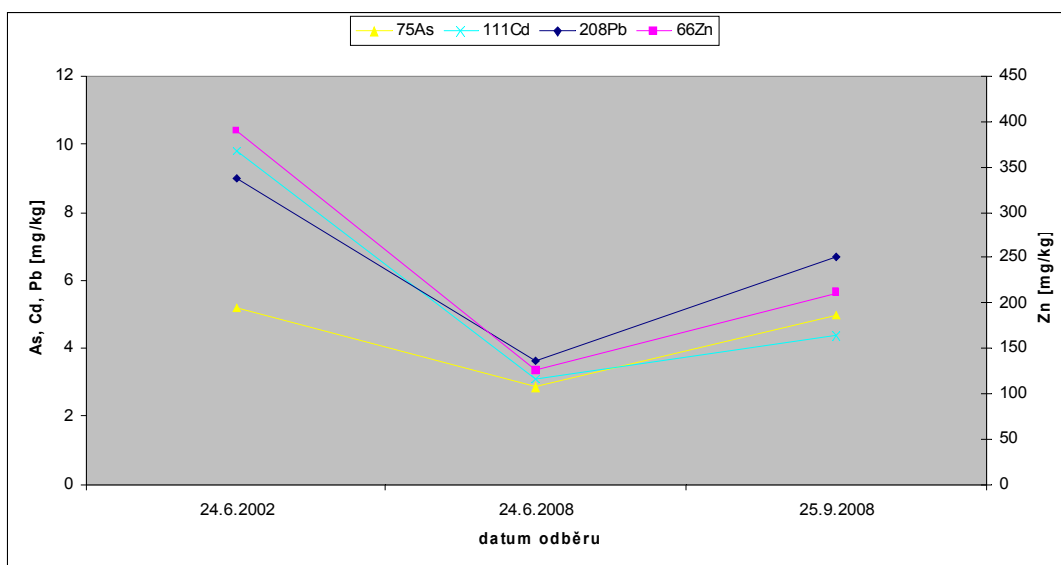


5. 3. 2. Malše - Dolní Dvořiště

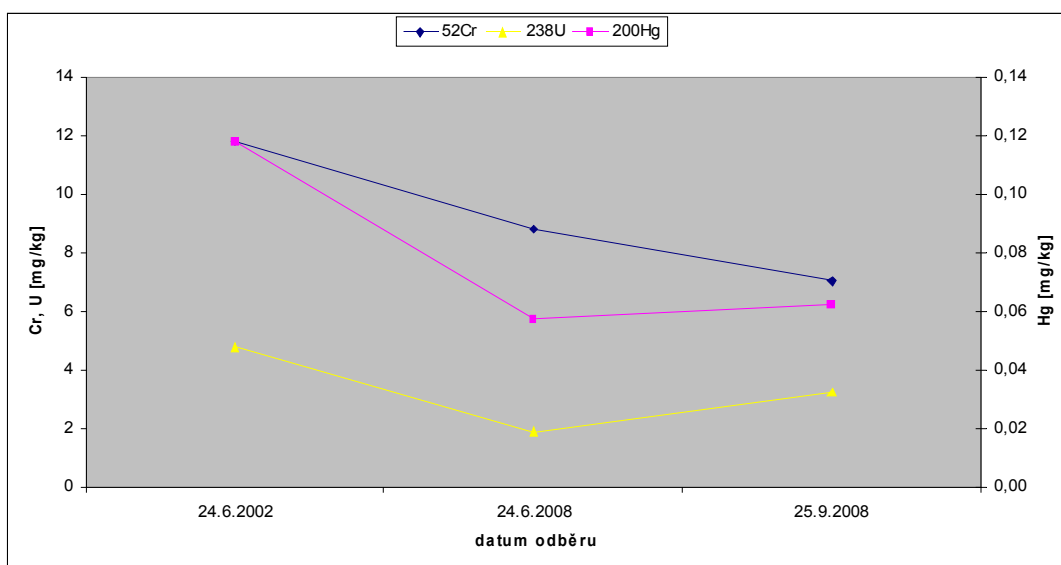
Na lokalitě Malše - Dolní Dvořiště stejně jako u Tiché rostl v roce 2002 a v letní i podzimní termín 2008 mech *Fontinalis antipyretica*. Zde je ovšem úplně jiný trend, u většiny prvků letní obsahy oproti roku 2002 poklesly. Největší pokles zaznamenaly zinek, kadmium a rtuť. V roce 2008 se s výjimkou chromu projevila sezónnost mechů.

Příslušné korelační koeficienty jsou uvedené v tabulce C6 v příloze C. Značné korelace blízké jedné (0,99) se objevily mezi kadmíem a zinkem, kadmíem a rtuťí, uranem a zinkem a uranem a olovem.

Graf 25: Obsah arsenu, kadmia, olova a zinku ve *Fontinalis antipyretica* na lokalitě Malše – Dolní Dvořiště rok 2002 a 2008



Graf 26: Obsah chromu, uranu a rtuti ve *Fontinalis antipyretica* na lokalitě Malše – Dolní Dvořiště rok 2002 a 2008

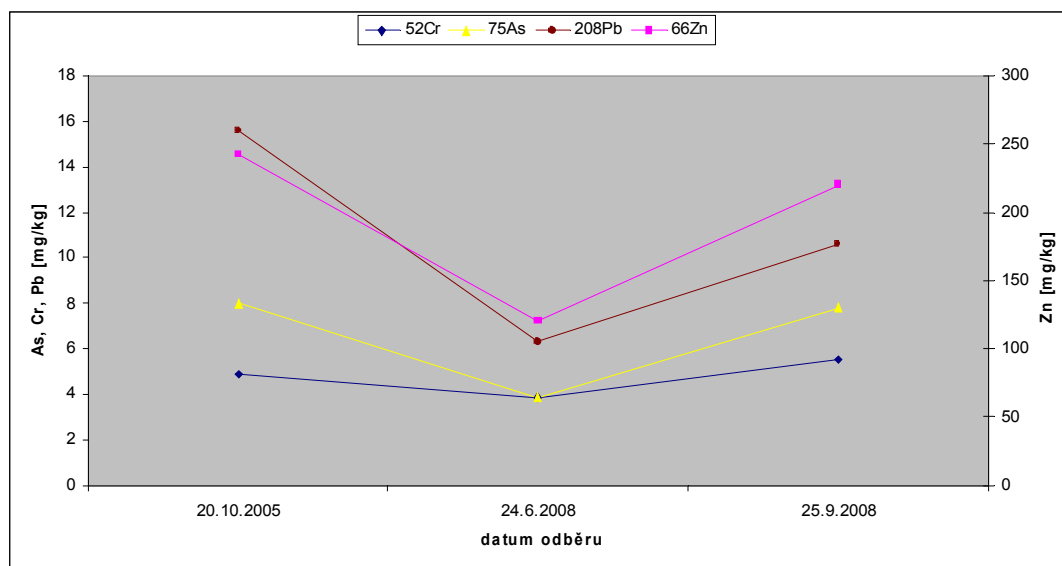


5. 3. 3. Černá u Líčova

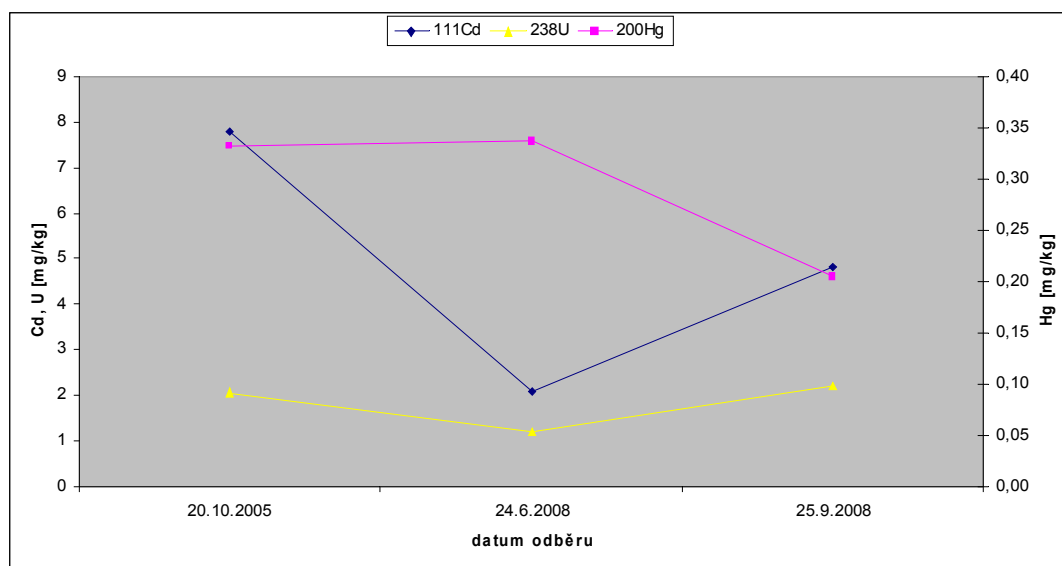
V Černé u Líčova se vyskytovala v roce 2005 a 2008 *Fontinalis squamosa*. Na této lokalitě je stejně jako v Dolním Dvořišti u letních obsahů patrný pokles u podzimních obsahů (hlavně u kadmia a olova), které nejsou ale tak výrazné, u některých prvků (uran, arsen) je obsah téměř stejný, u chromu je vyšší obsah na podzim 2008. S výjimkou rtuti se mechy chovaly sezónně (zvýšený příjem na jaře, snížení příjmu během léta a podzimu spojené s kumulací prvku v tkáních).

Korelační koeficient rovný jedné byl mezi kadmíem a olovem, značné korelace blízke jedné (0,99) byly vypočteny mezi arsenem a zinkem a arsenem a uranem.

Graf 27: Obsah chromu, arsenu, olova a zinku ve *Fontinalis squamosa* na lokalitě Černá-Líčov rok 2005 a 2008



Graf 28: Obsah kadmia, uranu a rtuti ve *Fontinalis squamosa* na lokalitě Černá-Líčov rok 2005 a 2008

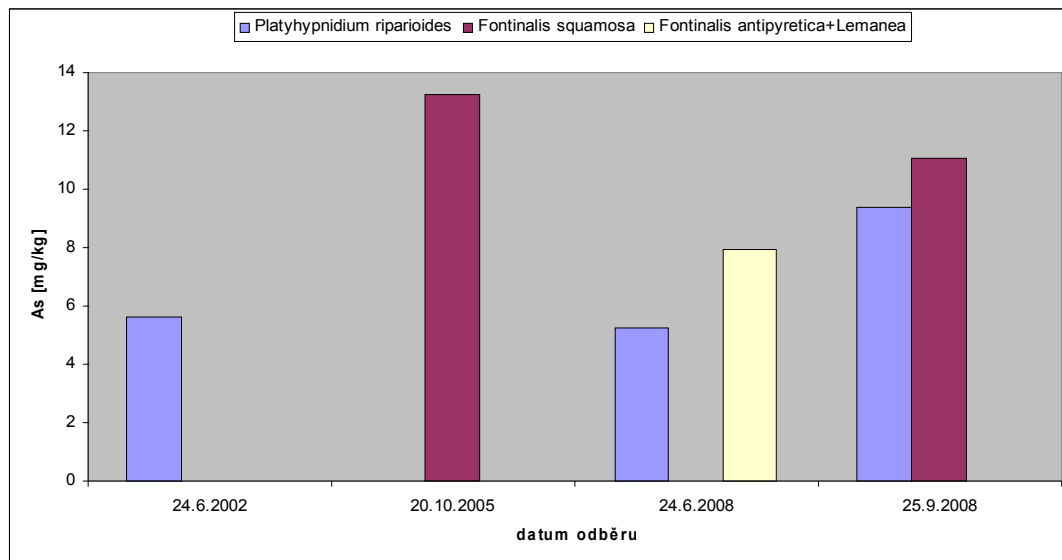


5. 3. 4. Pohořský potok u Líčova

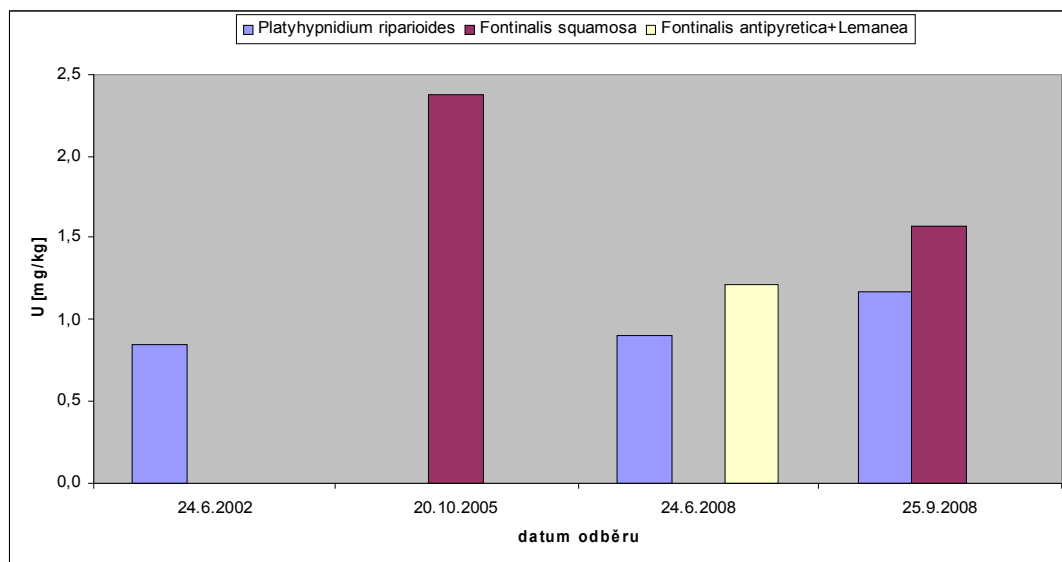
Během let 2002, 2005 a 2008 byly na této lokalitě nasbírány tři druhy mechů, v jednom případě (*F.antipyretica*) přilnula k mechu řasa *Lemanea*. *P. riaprioides* ukazuje určitý vývoj v obsazích prvků a *F. squamosa* umožňuje porovnat podzimní obsahy jednotlivých prvků.

Obsah arsenu (graf 29) od jara k podzimu narůstal. Letní obsah arsenu v *P. riparioides* byl v roce 2008 nižší než v roce 2002. I podzimní obsahy ve *F. squamosa* ukazují na meziroční snížení.

Graf 29: Arsen v meších na lokalitě Pohořský potok – Líčov r. 2002, 2005 a 2008

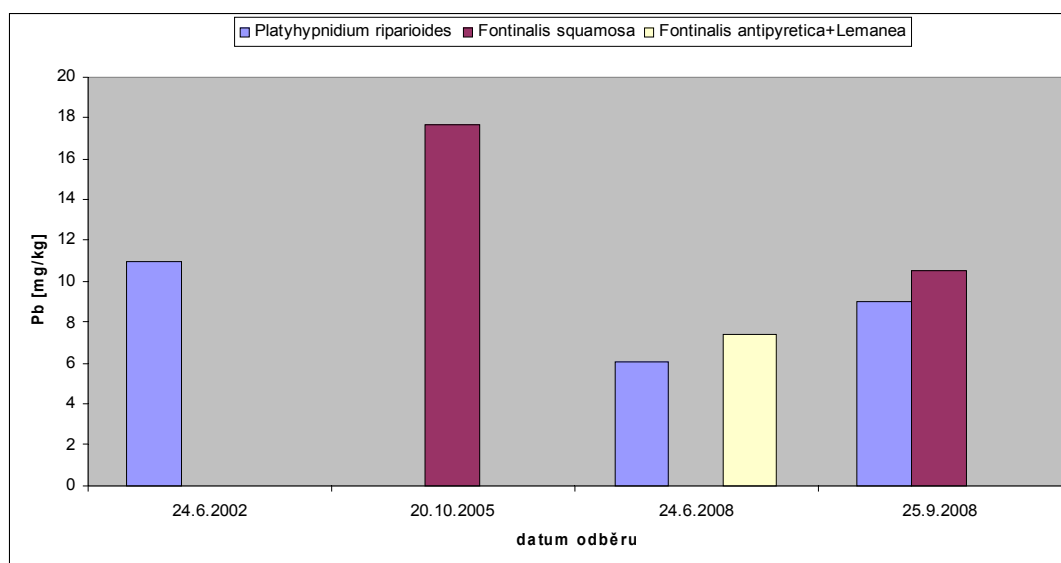


Graf 30: Uran v meších na lokalitě Pohořský potok – Líčov r. 2002, 2005 a 2008



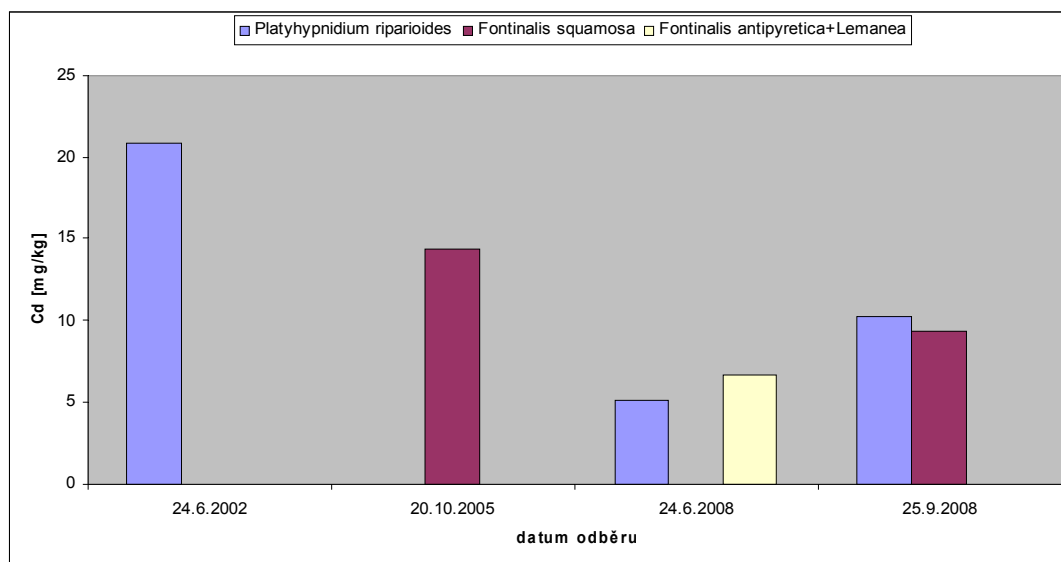
Stejný trend jako u arsenu se objevuje i u uranu (graf 30), kde je rozdíl v podzimních obsahách ještě výraznější. Toto platí i pro olovo (graf 31).

Graf 31: Olovo v meších na lokalitě Pohořský potok – Líčov r. 2002, 2005 a 2008

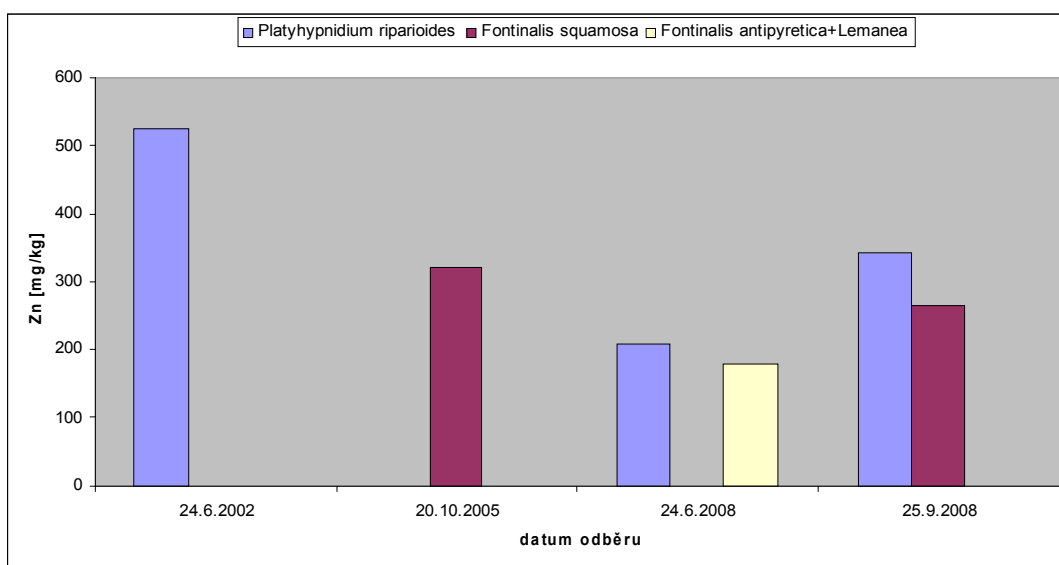


Stejné trendy jsou patrné u kadmia a zinku (grafy 32 a 33). Obsah obou prvků v létě 2002 v *P.riparioides* je o mnoho vyšší než v létě 2008, menší rozdíl je v podzimních obsazích u *F.squamosa*. Zinek je jediným sledovaným prvkem, u kterého je obsah zjištěný v *F.antipyretica* a řase *Lemanea* nižší než u *P.riparioides*.

Graf 32: Kadmium v meších na lokalitě Pohořský potok – Líčov r. 2002, 2005 a 2008

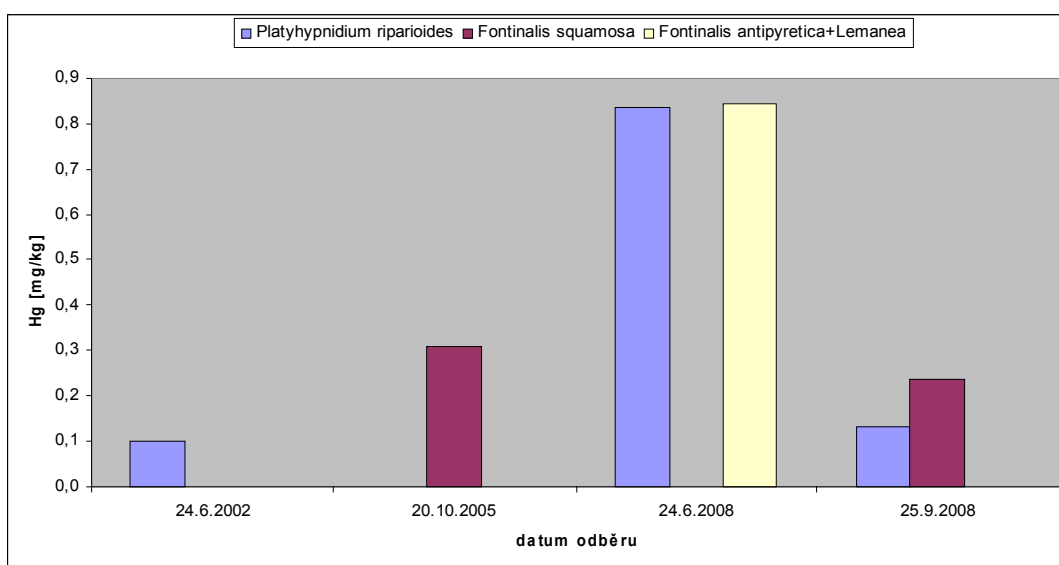


Graf 33: Zinek v meších na lokalitě Pohořský potok – Líčov r. 2002, 2005 a 2008



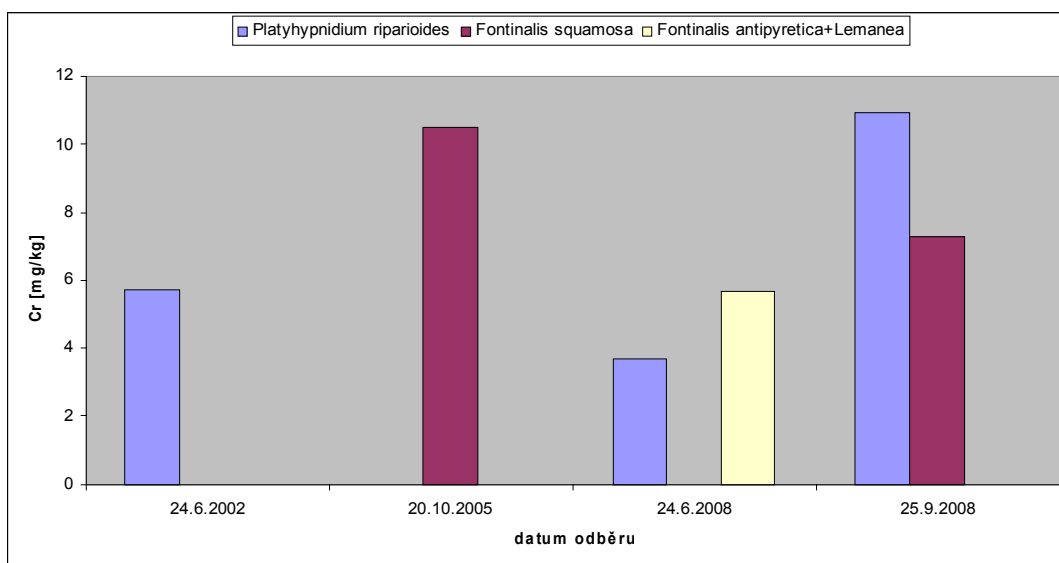
U rtuti je patrný výrazný nárůst obsahu u obou mechů v létě 2008. Neprojevila se zde sezónnost (zvyšující se obsah v meších od jara k podzimu) tak jako u ostatních prvků, naopak směrem od léta k podzimu obsah rtuti významně poklesl.

Graf 34: Rtuť v meších na lokalitě Pohořský potok – Líčov r. 2002, 2005 a 2008



U chromu (graf 35) se objevují stejné trendy jako např. v případě uranu, arsenu nebo olova - zlepšující se tendence ve vývoji obsahu prvku v meších i sezónnost.

Graf 35: Chrom v meších na lokalitě Pohořský potok – Líčov r. 2002, 2005 a 2008

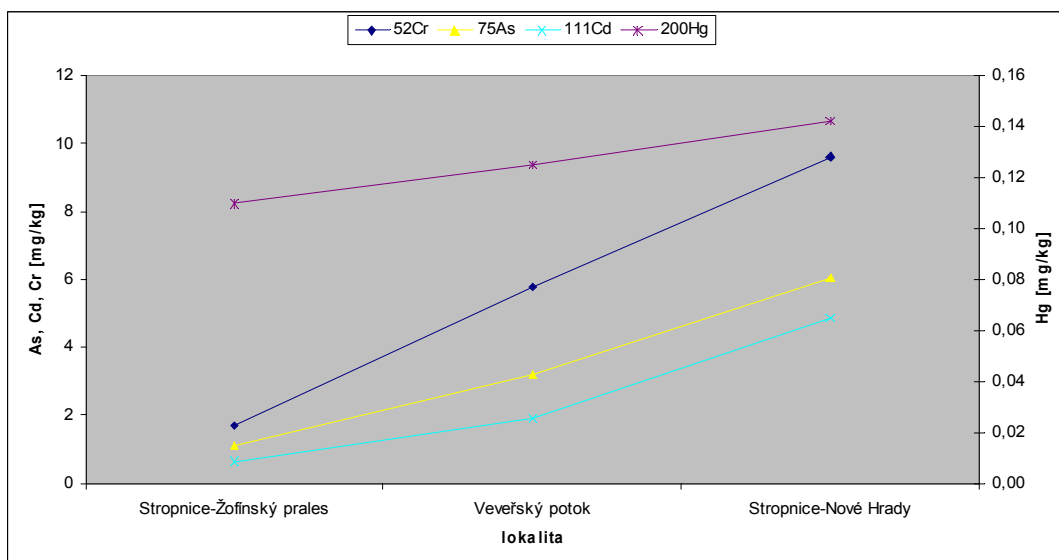


5. 3. 5. Ostatní lokality

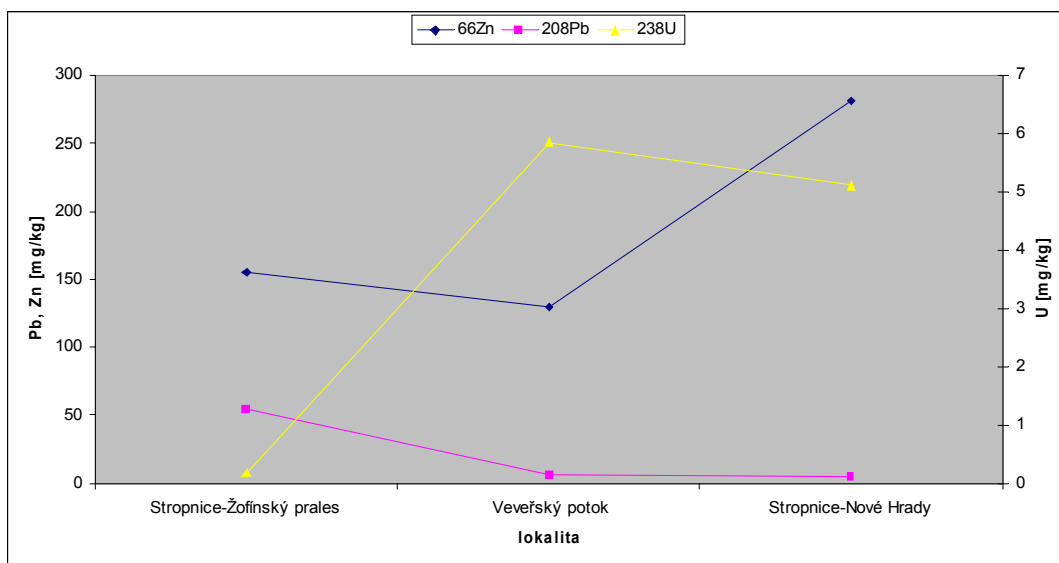
Mimo oblast vodárenského toku horní Malše a jejích přítoků v této oblasti byly analyzovány i mechy z jiných lokalit pro porovnání obsahu toxických prvků. Stropnice pramení v Novohradských horách a vlévá se do Malše za Římovem u Doudleb, jejím přítokem je Vevěřský potok. Další mechy byly odebrány pracovníky KCH, LAE a diplomantkou M. Kutnou na odtoku z nádrže Jordán (Tábor), pod výpustí odpadních vod z JE Temelín a v pramenné oblasti Lužnice. Vybrané hydrologické charakteristiky jsou uvedeny v příloze D.

Na Stropnici je patrný téměř lineární nárůst obsahu chromu, arsenu, kadmia a rtuti od prameniště přes Vevěřský potok až po Nové Hrady.

Graf 36: Obsah chromu, arsenu, kadmia a rtuti v *Hygrohypnum ochraceum* ze Stropnice dle jednotlivých lokalit 6.8.2002



Graf 37: Obsah zinku, olova a uranu v *Hygrohypnum ochraceum* ze Stropnice dle jednotlivých lokalit 6.8.2002



Obsah zinku ve Vevěřském potoce byl nižší oproti prameništi a pak je vidět opět velký nárůst v Nových Hradech. Obrácený vývoj se objevuje u uranu, kde nejprve strmě stoupá ke svému maximu ve Vevěřském potoce a pak mírně klesá. Obsah olova klesá a ve Vevěřském potoce a Stropnici - Nových Hradech je téměř stejný. Mech z Žofinského pralesa byl odebrán poté, co byl vystaven povětrnostním podmínkám, nikoli z čistě vodního prostředí jako je tomu u ostatních mechů, tento fakt může obsah prvků v něm ovlivnit.

Hodnoty pro mechy a vody v prameništi Lužnice, výpusti JE Temelín a z odtoku nádrže Jordán jsou uvedené v příloze D, tabulka D3. Výsledky z těchto lokalit jsou pouze okrajové a tato informace je zde uvedena jen pro zajímavost, jaká množství toxických prvků se nachází v jiných oblastech jižních Čech.

6. Diskuze

Vodní mechy byly vybrány jako reprezentativní organismy vodního prostředí pro biomonitoring výskytu rizikových prvků a zhodnocení znečištění vodárenského toku Malše, na které se nachází vodní nádrž Římov, zdroj pitné vody pro statutární město České Budějovice a jeho okolí. Antropogenní a přírodní zdroje vedou v posledních letech ke zvýšenému vstupu rizikových prvků do vodního prostředí a potřeba citlivých analytických metod k odhalení kontaminace a jejich zdrojů stoupá.

Vzorky vody mohou odrážet pouze momentální koncentrace (Markert, 1993; Markert a Weckert, 1994). Mechy v průběhu vegetačního období vlivem růstu akumulují s nutrienty potřebnými k životu i toxické prvky a ukládají ve svém rostlinném těle. Bioakumulační koeficienty pro nejčastěji se vyskytující mechy v tab. 3.

Tab. 3: Koncentrační faktory pro *Fontinalis antipyretica* a *Platyhypnidium riparioides*; průměry pro jednotlivé druhy jsou do 15 % (dle Empain in Pouličková, 2000).

Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
2 000	14 000	11 000	56 000	4 000	22 000

6.1. Toxické prvky ve vodních meších a ve vodě

6.1.1. Arsen

Arsen byl nejvíce akumulován v přítocích Malše - Tiché a Černé a v přítoku Černé - v Pohořském potoce. Zde se hodnoty pohybovaly od 4,13 do 11,20 mg/kg sušiny. V tomto rozmezí se pohybovaly i hodnoty naměřené v meších v Pořešíně, případně pod výpustí Říмова. V Černé a Pohořském potoce se objevovaly i vyšší koncentrace arsenu ve vodě, můžeme tedy konstatovat, že byl odhalen možný zdroj. Signifikantně vysoký obsah arsenu ve vodě byl naměřen i pod výpustí římovské přehrady. Tento prvek má značnou schopnost akumulovat se v říčních sedimentech a zpětně se uvolňovat do vodního prostředí. Zvýšené množství arsenu zejména v horní vrstvě sedimentů ve vodní nádrži Římov uvádí Chrastný a kol. (2003).

Arsen se přirozeně vyskytuje ve vodách v koncentracích jednotky až desítky $\mu\text{g/l}$ (Tölgyessy, 1989), převážně ve formě sulfidů. V malých koncentracích doprovází téměř všechny sulfidické rudy a je běžnou součástí hornin a půd. Antropogenním zdrojem v oblasti horní Malše může být spalování fosilních paliv, odpadní vody ze sídel (prací prášky) či aplikace některých pesticidů a hnojiv, kde často doprovází fosfor (fosfátová hnojiva) (Šrámek, 2002).

6.1.2. Chrom a zinek

Chrom a zinek byly na mnoha lokalitách ve vodě pod detekčními limity. Obsah v meších se pohyboval od 1,16 do 18,33 mg/kg sušiny u chromu a od 64,12 do 341,46 mg/kg sušiny u zinku. V obyčejných povrchových vodách se nachází obvykle 5 – 200 $\mu\text{g/l}$ zinku (Tölgyessy, 1989). Chrom a zinek jsou esenciálními stopovými prvky, přirozeně se vyskytují jako součást hornin a půd. Větší množství

se dostává do podzemních vod při oxidačním rozkladu sulfidických rud. Antropogenním zdrojem v přírodních vodách je především atmosférický spad. Do atmosféry se dostává hlavně při spalování fosilních paliv (Šráček, 2002). Zajímavým jevem je značné zvýšení obsahu zinku v *Platyhypnidium riparioides* od prameniště Pohořského potoka (64,12 mg/kg sušiny), přes Pohořskou Ves (257,93 mg/kg sušiny) k ústí Pohořského potoka u Líčova (341,46 mg/kg sušiny) na podzim roku 2008.

6.1.3. Kadmium

Kadmium se nejvíce vyskytovalo v meších v Pohořském potoce a v lokalitě Cetviny - blízko pramenné oblasti Malše. Dosahovalo hodnot od 3,04 do 10,25 mg/kg sušiny. Přirozené pozadí kadmia v přírodních vodách odpovídá jednotkám až desítkám $\mu\text{g/l}$. Těchto hodnot ani nebylo dosaženo, někde se koncentrace kadmia ve vodě pohybovaly pod detekčním limitem. Kadmium v přírodě doprovází zinek v rudách, v povrchových vodách tvoří významné komplexy s huminovými látkami (Tölgyessy, 1989). Významným antropogenním zdroje kadmia jsou fosforečná hnojiva, zvláště superfosfát, ale kadmium se používá i jako stabilizátor některých termoplastů (PVC) a spalováním těchto látek a fosilních paliv se dostává do atmosféry. Dalším zdrojem mohou být čistírenské kaly. Stejně jako zinek je i kadmium značně toxické pro vodní organismy (Pitter, 1999). Bylo zjištěno, že obsah kadmia v sedimentech Římovů několiknásobně převyšuje limit daný vyhláškou MŽP ČR sb. 13/1994 (někde až 15x) a dosahuje alarmujících hodnot (Chrastný a kol., 2003). Mechy sbírané v Pořešíně před vtokem do Římovské nádrže a mechy sbírané pod výpustí ve většině případů nedosahovaly ani 2 mg/kg sušiny. Obsah kadmia v meších pod výpustí VD Římov byl cca o polovinu nižší (0,97-1,48 mg/kg sušiny) nižší než na přítoku do nádrže (Pořešín, 1,95-2,25 mg/kg sušiny).

6.1.4. Olovo

Nejvyšší obsah olova v meších bez příměsí řas byl naměřen v *Platyhypnidium riparioides* v prameništi Pohořského potoka. Vysoké obsahy byly rovněž zjištěny v řece Černá a v lokalitě Cetviny. Maximální koncentrace olova ve vodách byla v jednotkách $\mu\text{g/l}$, v některých lokalitách v létě 2008 bylo pod detekčním limitem. Obsah olova v meších pod výpustí VD Římov byl cca o polovinu nižší než na přítoku, podobně jako u kadmia.

V přírodě je nejrozšířenější olovenou rudou galenit (PbS). Na rozdíl od jiných sulfidických rud nepodléhá chemické a biochemické oxidaci (Pitter, 1999).

Antropogenním zdrojem olova dříve byly výfukové plyny motorových vozidel obsahující rozkladné produkty tetraethylolova, které slouží jako antidetonační prostředek. Olovo se hromadí na povrchu a ve vegetaci v okolí komunikací. Dalším zdrojem mohou být mimo jiné odpadní vody ze sklářského průmyslu (v minulosti se v této oblasti vyskytovalo mnoho buquoyských skláren, poslední zanikla v roce 1930). S atmosférickými vodami přechází olovo do povrchových vod. Protože má vysoký kumulační koeficient (řádově až 10^5), odstraňuje se jeho značná část z povrchových vod sorpcí na dnové sedimenty (Pitter, 1999).

6.1.5. Rtut'

V Černé a Pohořském potoce se objevují až o řád vyšší obsahy rtuti než v jiných lokalitách na Malši a Tiché. Letní obsahy byly signifikantně vyšší jak podzimní. Velmi významným zdrojem rtuti je atmosférická voda kontaminovaná spalováním fosilních paliv. Sloučeniny rtuti jsou obsaženy v některých odpadních vodách (úpravny rud), dále pak konzervační prostředky a prostředky na moření osiva (Pitter, 1999). Rtut' se pravděpodobně vymývá spolu s humusovými látkami a dalšími prvky z lesních půd, kde se hromadí nejvíce v horizontech F a H (Matějková, 2008).

6.1.6. Uran

Obsahy uranu na lokalitách byly poměrně vyrovnané, nejvyšší na lokalitě Malše-Cetviny (až 6,97 mg/kg sušiny). Uran se přirozeně vyskytuje v granitoidních horninách (žuly), které tvoří část moldanubika (Anon., 2009, Anon., 2004). Zvětráváním a vyplavováním se dostává do povrchových vod a říčních sedimentů .

6.2. Vývoj v čase

Odebrání několika mechů v minulosti umožňuje udělat určitý odhad vývoje kvality vodního prostředí v čase. Porovnáním letních obsahů 2002 a 2008 a podzimních obsahů 2005 a 2008 v meších zjistíme, že v lokalitách Malše - Dolní Dvořiště, Pohořský potok - Líčov a Černá – Líčov došlo ke zlepšení u všech sledovaných prvků, na Tiché u Sv. Kamene došlo k mírnému poklesu pouze u uranu a chromu, jinak spíše k nárůstu obsahů a ke zhoršení kvality vodního prostředí. Na této říčce se nad odběrovou lokalitou nachází pouze menší sídlo Tichá a několik chatařských kolonií, mohlo tedy dojít k nárůstu počtu chat a rekreatantů a tedy ke zvýšení vstupů do vodního prostředí.

6.3. Antropogenní vstupy

V oblasti Novohradských hor, kde pramení jak Malše (na rakouské straně), tak její zdrojnice, se nevyskytuje žádný těžký průmysl a krajina je „čistá“, avšak i zde dochází k destabilizaci vlivem lidského hospodaření, hlavně v zemědělství (Hellebrandová, 2006). Obsahy rizikových prvků srovnatelné s obsahem v meších v Malši, Černé, Pohořském potoce a Tiché byly naměřeny i v meších z Veveršského potoka a řeky Stropnice. Přítomnost některých prvků se dá vysvětlit obsahem v matečné hornině a jejím zvětráváním a vyplavováním do povrchových i podzemních vod, kde se usazují v sedimentech. Prameny většiny toků z Novohradských hor se nacházejí v mokřadních oblastech a tyto jsou známy velkou schopností poutat a opět uvolňovat prvky vnesené atmosférickými depozicemi. K vyššímu vyluhování rizikových prvků přispívají i kyselé srážky, které tento proces podporují. V prameništi Pohořského potoka a na řece Černé se dříve rozvíjela výroba skla, sklárny zde prosperující hlavně v období správy Buquoyů zanikly v první polovině 20. století. Je možné, že některé kovy použité k barvení skla (např. olovo, rtuť) jsou stále usazeny v sedimentech a postupně vyplavovány. Znečištění může také pocházet ze sídel - z čističek odpadních vod (např. Nové Hrady), z chat. V okolí Malont je

provozován off-road a vozy k němu určené parkují přímo na louce. Na řece Černé se nachází pstruhařství.

Malše tvoří přirozenou hranici mezi Českou republikou a Rakouskem. Česká strana je řídce osídlena, avšak na té rakouské se vyskytuje poměrně mnoho sídel a věnují se zde intenzivní zemědělské činnosti. Některé rizikové prvky, např. arsen a kadmium jsou součástí fosforečných hnojiv a splachy se mohou dostávat do řeky Malše (viz kap. 6.1.).

6.4. Vodní mechy a biomonitoring

Obsah prvků v meších byl tisíc až stotisíc násobně vyšší než koncentrace příslušného prvku ve vodě. Vodní mechy tedy citlivě odrážejí jakékoli změny v hladinách prvků ve vodním prostředí. Mechy byly odebírány v minulých letech třikrát při odběrech vody a v roce 2008 byly zvoleny dva termíny - letní a podzimní. Při takto zvoleném odběru se víceméně potvrdila sezónnost mechů, zajímavým zjištěním je jistě okolnost, že u některých prvků (chrom, rtuť) na některých lokalitách (Pohořský potok a Černá u Líčova - rtuť, Dolní Dvořiště – chrom) došlo ke změření nižšího obsahu na podzim než v létě. O životě vodních mechů se toho příliš neví, ale reálný odhad doby jejich života je mezi 2-4 roky (Kučera, 2008). Mechy mohly být také při vyšších průtocích odplaveny nebo zkonsumovány vodními živočichy. Z tohoto důvodu je těžké odhadnout, jak dlouho onen mech roste, zda podává informace při odběru v roce 2008 za průběh roku 2007 nebo i 2006. Určitým vodítkem při odhadu vývoje vodního prostředí v čase je fakt, že katastrofální povodně v srpnu 2002 odplavily většinu mechů.

Na některých lokalitách byl problém se získáním dostatečného množství mechu k analýze. Byl prováděn směsný vzorek, tedy analýza části každého nalezeného trsu mechu. Starší i mladší části těla mechu byly analyzovány dohromady. Starší části obsahují více rizikových prvků než ty mladší (Siebert, Bruns, Miersch, Krauss a Markert, 1994). Ideální pro přesné zhodnocení průběhu hydrologického roku by bylo odebírat pouze mladší části (vzrostlé vrcholy) rostlinného těla alespoň 4x ročně - zachytit jarní, letní, podzimní a zimní aspekt, případně analyzovat starší a mladší části zvlášť.

U akumulčních schopností mechů existují mezidruhové rozdíly. Na žádné lokalitě nebyly nalezeny všechny druhy (nejvyšší počet druhů mechů rostl v létě u Líčova v Černé). Díky mezidruhovým rozdílům můžeme porovnávat pouze lokality se stejným mechem. Východiskem z této situace by bylo použití „moss-bags technique“ (metoda transplantovaných mechů umístěných v sítkách na vybraných lokalitách), jak ji popisuje Cesa a kol. (2008).

Obsahy rizikových prvků zjištěné v meších z horní Malše a jejich přítoků nedosahují alarmujících hodnot a odrážejí hlavně horninové pozadí a zásahy člověka do krajiny zemědělskou a rekreační činností. Pouze obsahy uranu několikanásobně převyšují obvyklé maximální hodnoty z tab. 1 (1,1 mg/kg sušiny), přičemž maximální obsah uranu byl dosažen v nejvyšší partii toku Malše - v Cetvinách, kde bylo zjištěno 6,97 mg/kg sušiny a obsah ve vodě byl jen mírně zvýšený (0,32 µg/l). To zde svědčí pravděpodobně o geologickém původu kontaminace vody uranem.

Schopnost vodních mechů akumulovat rizikové prvky je vysoká a částečné vodítko může podat porovnání s tabulkou č.1, sestavenou Outridgem a Nollerem pro

vodní cévnaté rostliny (kap. 2.1.2.). Pro mechy nejsou stanoveny hygienické limity a tedy lze míru znečištění jen odhadovat.

7. Závěr

Vodní mechy jsou organismy schopné akumulovat toxické prvky a citlivě odrážet stav vodního prostředí. Jejich akumulační schopnosti však závisí na průběhu vegetačního období, růstové fázi mechu, zastínění vodní plochy, teplotě, pH, tvrdosti a prvkovém složení vody atd. Mechy neabsorbují těžké kovy přednostně - v oligotrofních vodách je přijímají při nedostatku jiných úživných látek více než ve vodách s lepší nabídkou živin. Při porovnávání jednotlivých lokalit a vývoje kvality vody v čase jsou problematické mezidruhové rozdíly mezi mechy a možnost porovnání vždy jen podle stejného druhu mechu. Na žádné lokalitě nerostly všechny druhy mechu. Východiskem z této situace a pro přesnější výsledky by bylo použití „moss bags technique“. Obsah toxických prvků v meších byl zjištěn i v případě, že ve vodě nedosahoval obsah daného prvku ani meze stanovení, což je dokládá jejich vysoké bioakumulační schopnosti.

Řeka Malše a její přítoky napájí vodní nádrž Římov, ze které je pitnou vodou zásobována převážná část jižních Čech. Mechy sbírané v Malši a jejich významných zdrojnicích byly podrobeny analýze a obsahy toxických prvků v nich nedosahovaly alarmujících hodnot a odrážely hlavně horninové pozadí a zásahy člověka do krajiny zemědělskou a rekreační činností. Vodárenská nádrž Římov se ukázala jako účinný „biofiltr“ při odstraňování většiny sledovaných rizikových prvků s výjimkou arsenu, který byl v odtékající vodě i mechu mírně vyšší než na přítoku (8,95 mg/kg suš. na odtoku, 4,22mg/kg suš. na přítoku, respektive 1,04 µg/l na odtoku a 0,75 µg/l na přítoku). To lze zdůvodnit obsahem arsenu v sedimentech nádrže Římov, kde bylo dle literárních údajů nalezeno až 46 mg/kg (Chrastný a kol., 2003). Aktuální koncentrace sledovaných prvků nalezené ve vodě odtékající z nádrže Římov však ani zdaleka nedosahují limitních koncentrací daných Nařízením vlády č. 61/2003 pro vodárenské toky, čímž se potvrdila velmi dobrá kvalita vody řeky Malše a její vhodnost pro vodárenské použití.

8. Seznam použité literatury

Ah-Peng, C. a Rausch De Trautenberg, C. (2004): Bryophytes aquatiques bioaccumulateurs de polluants et indicateurs écophysologiques de stress.-In.: Cryptogamie, Bryologie 25, Pp. 205-248.

Anonymus (2000): Charakteristika přírodních poměrů v regionu Český Krumlov. [Http://www.ckrumlov.cz/cz1250/region/soucas/i_pripor.htm](http://www.ckrumlov.cz/cz1250/region/soucas/i_pripor.htm)

Anonymus (2004): Regionální geologie České republiky. [Http://geotech.fce.vutbr.cz/wwwroot/scripta/Geologie/REGGEOLOG.htm](http://geotech.fce.vutbr.cz/wwwroot/scripta/Geologie/REGGEOLOG.htm)

Anonymus (2006): Evropsky významné lokality v ČR. [Http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php](http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php)

Anonymus (2009): Anomální koncentrace těžkých kovů a polokovů. <http://www.geology.cz/aplikace/geohazardy/katalog/geohazard-14>

Aronsoo, I., Vuori K.-M. a Nieminen M. (1999): Survival and growth of transplanted *Fontinalis dalecarlica* (Bryophyta) in controlled flow and short-term regulated flow sites in the Perhonjoki river, western Finland.-In.: Regul Rivers. Res Manage. 87-97.

Basile, V. a Basile, M.R. (1988): Procedures used for the axenic culture and experimental treatment of bryophytes.-In.: Glime, J.M.: Methods in Bryology. Houghton. Hattori Botanical Laboratory. 1-16.

Beaugelin-Seiller, K., Baudin, J.P. a Casellas, C. (1995): Experimental study of the effects of various factors on the uptake of ⁶⁰Co by freshwater mosses.-In.: Arch Environ Contam Toxicol. 125-133.

Beaugelin-Seiller, K., Baudin, J.P. a Casellas, C. (1995): Experimental study of the effects of various factors on the uptake of ⁶⁰Co by freshwater mosses.-In.: Arch Environ Contam Toxicol. 125-133.

Benson, N.R. (1953): Effect of season, phosphate and acidity on plant growth in arsenic toxic soils.-In.: Soil Science. 215-224.

Bleuel, C., Wesenberg, D., Sutter, K. (2005): The use of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. As a bioindicator for heavy metals 3. Cd²⁺ accumulation capacities and biochemical stress response of two *Fontinalis* species.-In.: Sci. Total Environment, Vol. 345. 13-21.

Bowden, W.B., Arscott, D., Pappathanasi, D., Finlay, J., Glime, J.M., LaCroix, J., Liao, C.L., Hershey, A., Lampella, T., Peterson, B., Wollheim, W., Slavik, K., Shelley, B., Chesterton, M.B., Lachance, J.A., LeBlanc, R.M., Steinman, A. a Suren, A. (1999): Roles of bryophytes in stream ecosystems.-In.: J.N. Am Benthol Soc. 151-184.

Breuer K., Meltzer, A. (1990): Heavy metal accumulation (lead and cadmium) and ion exchange in three species of Sphagnaceae.-In.: Oecologia, Vol. 82. 461-467.

Brown, D.H. a Bates, J.W. (1990): Bryophytes and nutrient cycling.-In: Bot J Lin Soc. 129-147.

Bruns, I., Friese, K., Markert, B. a Krauss, G.J. (1997): The use of *Fontinalis antipyretica* as a bioindicator for heavy metals. 2. Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* in active biomonitoring in the river Elbe.-In.: Sci Total Environ. 161-176.

Burton, M.A.S. a Peterson, P.J. (1979): Environ Pollut. 39-46.

- Campbell, P.G.C., Tessier, A., Bisson, M. a Bougie, R.** (1985): Accumulation of copper and zinc in the yellow water lily *Nuphar variegatum*: relationships to metal partitioning in the adjacent lake sediments.-In.: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 23-32.
- Carballeira, A., Diaz, S., Vazquez, M.D. a Lopez, J.** (1998): Inertia and resilience in the responses of the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica* to thermal stress.- In.: Arch Environ Contam Toxicol. 343-349.
- Carter, L.F. a Porter, S.D.** (1997): Trace-element accumulation by *Hygrohypnum ochraceum* in the upper Rio Grande basin, Colorado and New Mexico, USA.-In.: Environ Toxicol Chem. 2521-2528.
- Cenci, R.M.** (2000): The use of aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) as biomonitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages. - In.: J. Limnol., Vol. 60. 53-61.
- Cesa, M., Bizzotto, A., Ferraro, C., Fumagalli, F. a Nimis, P.L.** (2006): Assessment of intermittent trace element pollution by moss bags.-On-line on Web of Science.
- Cesa, M., Campisi, B., Bizzotto, A., Ferraro, C., Fumagalli, F., Nimis, P.L.** (2008): A factor influence study of trace element bioaccumulation in moss bags. - On-line on Web of Science.
- Ciffroy, P., Beaugelin, K., Claveri, B., Siclet, F., Baudin, J.P. a Vazelle, D.** (1997): The quantification of metallic or radioactive pollutant flows in freshwater by the use of a mathematical model describing the evolution of contamination levels of a bryophytes species, *Platyhypnidium riparioides*.-In.: Dismet, G., Blust, R.J., Comans, R.N.J., Fernandez, J.A., Hilton, J. a de Bettencourt, A. (eds): Freshwater and Estuarine Radioecology. Amsterdam. Elsevier Science. Pp 307-318.
- Claveri, B., Morhain, E., Mouvet, C.** (1994): A methodology for assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*.- In.: Chemosphere, Vol. 28. 2001-2010.
- Claveri, B., Mouvet, C.** (1995): Temperature effects on copper uptake and CO₂ assimilation by the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*. - In.: Arch. Environ. Contamin. Toxicol., Vol. 28. 314-320.
- Crist, R.H., Martin, J.R., Chonko, J. a Crist, D.R.** (1996): Uptake of metals on peat moss-An ion-exchange process.-In.: Environ Sci Technol. 2456-2461.
- Croisetiere, L., Hare, L. a Tessier, A.** (2001): Influence of current velocity on cadmium accumulation by an aquatic moss and the consequences for its use as a biomonitor,-In.: Environ Sci Technol. 923-927.
- Delépéz, R. a Pouliquen, H.** (2002): Determination of oxolinic acid in the bryophyte *Fontinalis antipyretica* by liquid chromatography with fluorescence detection.-In.: J Chromatogr B. 89-95.
- Ellwood, N.T.W., Whitton, B.A.** (2006): Phosphatase activities of the aquatic moss *Warnstorfia fluitans* (Hedw.) Loeske from an acidic stream in North-East England. - On-line on Web of Science.
- Engleman, C.J. a McDiffett, W.F.** (1996): Accumulation of aluminium and iron by bryophytes in streams affected by acid-mine drainage.-In.: Environ Poll. 67-74.
- Englund, G., Jonsson, B.G. a Malmqvist, B.** (1997): Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers.-In.: Biol Conserv. 79-86.
- Fernandez, J.A., Vazquez, M.D., Lopez, J., Carballeira, A.** (2006): Modelling the extra and intracellular uptake and discharge of heavy metals in *Fontinalis*

antipyretica transplanted along a heavy metal and pH contamination gradient. - In.: Environ. Pollut., Vol. 139. 21-31.

Forstner, U. a Wittman, G.T.W. (1981): Metal Pollution in the Aquatic Environment 2nd Edition. Berlin. Springer.

Frost, U. (1990): Cryptogamie, Bryol Lichenol. 339-352.

Gagnon, C., Vaillancourt, G. a Pazdernik, L. (1998): Influence of water hardness on accumulation and elimination of cadmium in two aquatic mosses under laboratory conditions.-In.: Archives of Environmental Contamination and Toxicology 34, Pp. 12-20.

Garcia-Alvaro, M.A., Martinez-Abaigar, J., Nunez-Olivera, E., Beaucourt, N. (2000): Element concentrations and enrichment ratios in the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides* along the river Iregua (La Rioja, Northern Spain). - In.: Bryologist Vol. 103. 518-533.

Gekeler, W., Grill, E., Winnacker, E.-L. a Zenk, M.H. (1989): Naturforsch. 361-369.

Glime, J.M. (1984): Theories on adaptation to high light intensity in the aquatic moss *Fontinalis*.-In.: J Bryol. 257-262.

Glime, J.M. (1992): Effects of pollutants on aquatic species.-In.: Bates, J.W. a **Farmer, A.M.** (eds): Bryophytes and Lichens in a Changing Environment. Oxford. Oxford Science. Pp 333-361.

Glime, J.M., Nissila, P.C., Trynovski, S.E. a Fornwall, M.D. (1979): A model for attachment of aquatic moss.-In.: J Bryol. 313-320.

Goncalves, E.P.R., Soares, H.M.V.M., Bonaventura, R.A.R., Machado, A.A.S.C. a Esteves Da Silva, J.C.G. (1994): Sci Total Environ. 143-156.

Hakanson, L., Brittain, J.E., Monte, L., Bergström, U. a Heling, R. (1996): Modelling of radiocesium in lakes: lake sensitivity and remedial strategies.-In.: Journal of Environmental Radioactivity 33, Pp. 1-25.

Harrass, M.C., Kindig, A.C. a Taub, F.B. (1985): Responses of blue-green algae and green algae to streptomycin in unialgal and paired cultures.-In.: Aquat Toxicol. 1-11.

Hébrard, J.P., Foulquier, I. A Grauby, A. (1968): Aperçu sur les modalités de la contamination d'une mousse dulcicole, *Platyhypnidium riparioides* par le césium-137 et le strontium-90.-In.: Revue bryologique et lichenologique 36, Pp. 219-242.

Hellebrandová, K. (2006): Vztah mezi krajinnou strukturou, způsobem využívání krajiny a pohybem látek v krajině na příkladu modelového území povodí horní Stropnice. Disertační práce. ZF JU v Českých Budějovicích. 123 s.

Hill, C.F. (1975): Impounded lakes of the Waikato River.-In.: Jolly, V.H. a Brown, J.M.A. (eds): New Zealand Lakes. Auckland. Auckland University Press. New Zealand.

Hongve, D., Brittain, J.E. a Björnstad, H.E. (2002): Aquatic moss as a monitoring tool for ¹³⁷Cs contamination in streams and rivers- A field study from central southern Norway.-In.: J Environ Radioactiv. 139-147.

Hutchinson, G.E. (1975): A Treatise on Limnology Vol.3. London. Wiley. 264-348.

Chrastný, V., Švehla, J., Bastl, J., Mikuláš, R. (2003): Obsah arzenů a dalších rizikových prvků v sedimentech vodárenské nádrže Římov.- In.: Toxicita a

Biodegradabilita Látek a Odpadů Významných ve Vodním Prostředí. Soláň. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích.92-97.

Christmas, M., Whitton, B.A. (1998): Phosphorus and aquatic bryophytes in the Swale-Ouse river system, north-east England.-In.: Science of the Total Environment Vol. 210/211. 401-409.

Jackson, P.P., Robinson, N.J. a Whitton, B.A. (1991): Environ Exp Bot. 359-366.

Jain, S.K., Vasudevan, P. a Jha, N.K. (1989): Removal of some heavy metals from polluted waters by aquatic plants: studies on duckweed and water velvet.- In.: Biological Wastes. 115-126.

Johansson, L. (1995): Detection of metal contamination along a small river through transplantation of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*.-In.: Aqua Fennica. 49-55.

Jones, K.C. a Peterson, P.J. (1985): Water, Air Soil Pollut. 329-338.

Kelly, M.G., Girton, C., Whitton B.A. (1987): Use of moss bags for monitoring heavy metals in rivers.-In.: Water Res. 21, 1429-1435.

Kubeš, J. (ed.) (2004): Krajina Novohradských hor, Fyzicko – geografické složky krajiny. Jihočeská univerzita, České Budějovice, 160 s.

Kučera, J. (2009): Katedra botaniky PřF JCU ČB, Na Zlaté stoce 1

Leppard, G.G. (1983): Trace element speciation and the quality of surface waters: an introduction to the scope for research.-In: Leppard, G.G. (ed.): Trace Element Speciation in Surface Waters and its Ecological Implications. New York. Plenum Press. 1-15

Liddle, J.R. (1982): Arsenic and other Elements of Geothermal Origin in the Taupo Volcanic Zone. Massey University. PhD Thesis. New Zealand. 309

Lopez, J., Carballeira, A. (1993): Interspecific differences in metal bioaccumulation and plant-water concentration ratios in five aquatic bryophytes. - In.: Hydrobiologia, Vol. 263. 95-107.

Markert, B. (1993): Plants as biomonitors/indicators for heavy metal pollution of the terrestrial environment. Weinheim and New York. VCH-Publisher. Pp 644.

Markert, B. a Fresenius, J. (1992): Anal Chem. 409-412.

Markert, B. a Weckert, V. (1993): Toxicol Environ Chem. 43-56.

Markert, B. a Weckert, V. (1994): Sci Total Environ. 93-96.

Martinez A.J., Nunez, O.E., Sanchez D.M. (1993): Effects of organic pollution on transplanted aquatic bryophytes. - In.: J. Bryol., Vol.: 17.553-566.

Martins, R.J.E., Pardo, R. a Boaventura, R.A.R. (2004): Cadmium (II) a zinc (II) adsorption by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*: effect of temperature, pH and water hardness.-In.: Water Research. P. 693-699.

Martins, R.J.E., Pardo, R. a Boaventura, R.A.R. (2004): Cadmium (II) a zinc (II) adsorption by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*: effect of temperature, pH and water hardness.-In.: Water Research. P. 693-699.

Matějková, Z. (2008): Výskyt rtuti v půdách – bakalářská práce. ZF JU v Českých Budějovicích., 64s.

Maurel-Kermarrec, A., Pally, M., Foulquier, L. a Hebrard, J.P. (1983): Cinétique de la fixation dun mélange de Césium 137, de Chrome 51, de Cobalt 60, de Manganese 54 et de Sodium 22 par *Plathypnidium riparioides*.-In.: Cryptogamie Bryologie Lichenologie 4, Pp.299-313.

- McCracken, I.R.** (1989): Purifying algal cultures-A review of chemical methods.-In.: Proc N S Inst Sci. 145-168.
- Mersch, J. a Reichard, M.** (1998): In situ investigation of trace metal availability in industrial effluents using transplanted aquatic mosses.-In.: Arch Environ Cont Toxicol. 336-342.
- Mouvet, C.** (1985): Verh Internat Verein Limnol. 2420-2425.
- Mouvet, C. a Claveri, B.** (1999): Localization of copper accumulated in *Rhynchostegium riparioides* using sequential chemical extraction.-In.: Aquat Bot. 1-10.
- Mouvet, C., Morhain, E., Sutter, C. a Couturieux, N.** (1993): Aquatic mosses for the detection of follow-up of accidental discharges in surface waters.-In.: Water Air Soil Poll. 333-348.
- Nieboer, E. a Richardson, D.H.S.** (1980): The replacement of the non-descript term „heavy metals“ by a biologically and chemically significant classification of metal ions.-In.: Environmental Pollution. 3-26.
- Outridge, P.M. a Noller, B.N.** (1991): Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants.-In.: Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. 1-63.
- Papastefanou, C., Manolopoulou, M. a Sawidis, T.** (1989): Lichens and mosses: biological monitors of radioactive fallout from Chernobyl reactor accident.-In.: Journal of Environmental Radioactivity 9, Pp. 199-207.
- Phillips, D.J.H.** (1977): The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments-a review.-In.: Environmental Pollution. 281-317.
- Pickering, D.C. a Puia, I.L.** (1969): Mechanism for the uptake of zinc by *Fontinalis antipyretica*.-In.: Physiol Plantarum. 653-661.
- Pitter, P.** (1999): Hydrochemie. VŠCHT, Praha, 3. vydání, 568 s.
- Pouličková, A., Rulík, M.** (2000): Bioindikace kvality vodního prostředí – současný stav a perspektivy. Bull. Lampetra, ZO ČSOP Vlašim, Vol. IV. 23-42.
- Press, M.C., Lee, J.A.** (1983): Acid phosphatase activity in *Sphagnum* species in relation to phosphate nutrition. In.: New Phytologist, Vol. 93: 567-573.
- Rasmussen, G. a Andersen, S.** (1999): Episodic release of arsenic, copper and chromium from a wood preservation site monitored by transplanted aquatic moss.-In.: Water Air Soil Poll. 41-52.
- Rausser, W.E.** (1990): Anna Rev Biochem. 61-86.
- Reay, P.F.** (1972): The accumulation of arsenic from arsenic- rich natural waters by aquatic plants.-In.: Journal of Applied Ecology. 557-565.
- Rehe, W.G. a Nimmo, D.W.R.** (2001): Culturing the bryophyte *Hygrohypnum ochraceum* for use as an instream monitor of metals.-In.: J Freshw Ecol. 375-379.
- Rehe, W.G., Nimmo, D.W.R., Brinkman, S.R. a Davies, P.H.** (2001): Bioconcentration of copper and zinc by a laboratory-cultured bryophyte, *Hygrohypnum ochraceum*, exposed to the metals in a diluter systém.-In.: J Freshw Ecol. 381-387.
- Robinson, B.H.** (1994): Pollution of the Aquatic Biosphere by Arsenic and other Elements in the Taupo Volcanic Zone. Massey University. MSc Thesis. New Zealand. 127.

- Robinson, B.H., Outred, H., Brooks, R. a Kirkman, J.** (1995): The distribution and fate of arsenic in the Waikato River systém, North Island, New Zealand.-In.: Chemical Speciation and Bioavailability. 89-96.
- Roeck, U., Glasser, N. a Témoliere, M.** (1995): Seasonal variations in mercury accumulation by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*.-In.: Acta Bot Gallica. 741-749.
- Roy, S. a Hanninen, O.** (1993): Biochemical monitoring of the aquatic environment: possibilities and limitations.-In.: Richardson, M.(ed): Ecotoxicology monitoring. VCH London. Pp 119-135.
- Rudolf, H., Kirchof, M. a Gliemann, S.** (1988): Sphagnum culture techniques.-In.: Glime, J.M. (ed): Methods in Bryology. Nichinan, Japan. Hattori Botanical Laboratory. Pp 17-24.
- Samecka-Cymerman, A., Kolon, K., Kempers, A. J.** (2005): A comparison of native and transplanted *Fontinalis antipyretica* Hedw. as biomonitors of water polluted with heavy metals. – In.: Science Of The Total Environment, Vol.: 341., 97-107.
- Sargent** (1988): A guide to the axenic culturing of a spectrum of bryophytes.-In.: Glime, J.M.(ed): Methods in Bryology.. Nichinan, Japan. Hattori Botanical Laboratory. Pp 17-24.
- Say, J.P. a Whitton, B.A.** (1983): Hydrobiol. 245-260.
- Shaw, J.**(1986): A new approach to the experimental propagation of bryophytes.-In.: Taxon. 671-675.
- Siebert, A., Bruns, I., Miersch, J., Krauss, G.-J. a Markert, B.** (1994): Sci Total Environ. 456
- Smies, J.** (1983): Biological aspects of trace elements speciation in the aquatic environment.-In.: Leppard, G.G. (ed.): Trace Element Speciation in Surface Waters and its Ecological Implications. New York. Plenum Press. pp. 177-193
- Söndergaard, M. a Moss, B.** (1998): Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes.-In.: Ecol Stud. 115-132.
- Sprenger, M. a McIntosh, A.** (1989): Relationship between concentrations of aluminium, cadmium, lead and zinc in water, sediments and aquatic macrophytes in six acidic lakes.-In.: Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 225-231.
- Steinman, A.D.** (1994): The influence of phosphorus enrichment on lotic bryophytes. - In.: Freshwater Biology, Vol. 31. 53-63.
- Steinman, A.D., Boston, H.L.** (1993): The ecological role of aquatic bryophytes in a woodland stream. - In.: Journal of the North American Benthological Society, Vol. 12. 17-26.
- Steinnes, E.** (1993): Some aspects of biomonitoring air pollution illustrated by the 1976 Norwegian survey.-In.: Markert, B. (ed.): Plants as Biomonitors-Indicators for Heavy Metal Pollution of the Terrestrial Environment. Weinheim and New York. VCH-Publisher. 381-394.
- Šráček, O., Datel, J., Mls, J.** (2002): Kontaminační hydrogeologie. Univerzita Karlova, Praha, 237 s.
- Tölgyessy J. a kol.** (1989): Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia. Veda, Vydavateľstvo slovenskej akademie vied, Bratislava, 2. vydání, 536 s.

- Topcuoglu, S., VanDawen, M. a Güngör, N.** (1995): The natural depuration rate of ¹³⁷Cs in a lichen and moss species.-In.: Journal of Environmental Radioactivity 29, Pp. 157-162.
- Turekian, K.K.** (1969): Distribution of elements in the hydrosphere.-In.: 1969 Yearbook of Science and Technology. New York. McGraw Hill.
- Tyler, G.** (1990): Bot. J. Linnean Society. 231-253.
- Vitt, D.H., Glime, J.M. a LaFarge-England, C.** (1986): Bryophyte vegetation and habitat gradient of montane streams in western Canada.-In.: Hikobia. 367-385.
- Vray, F., Baudin, J.P. a Švadlenková** (1992): Effects of some factors on uptake and release of ¹⁰⁶Ru by a freshwater moss, *Plathypnidium riparioides*.-In.: Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 23. Pp. 190-197.
- Vuori, K.-M., Luotonen, H. a Liljaniemi, P.** (1999): Benthic macroinvertebrates and aquatic mosses in pristine streams of the Tolvajärvi region, Russian Karelia.-In.: Boreal Environ Res. 187-200.
- Wahaab, R.A., Lubberding, H.J. a Alaerts, G.J.** (1995): Copper and chromium (III) uptake by duckweed.-In.: Water Science and Technology. 105-110.
- Wehr, J.D., Empain, A., Mouvet, C., Say, P.J. a Whitton, B.A.** (1983): Water res. 985-992.
- Wehr, J.D., Kelly, M.G. a Whitton, B.A.** (1987): Factors affecting accumulation and loss of zinc by the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*.-In.: C. Jens. Aquatic Bot. 261-274.
- Wehr, J.D., Whitton, B.A.** (1983): Accumulation of heavy metals by the aquatic mosses. - In.: Hydrobiologia, Vol. 100. 261-284.
- Whitton, B.A., Al-Shehri, A.M., Ellwood, N.T.W., Turner, B.L.** (2005): Ecological aspects of phosphatase activity in cyanobacteria, eucariotic algae and bryophytes. - In.: Turner, B.L., Frossard, E., Baldwin, D.S.: Organic Phosphorus in the Environment. CAB International, Wallingford, UK. 205-241.
- Xiang Ding, Jian Jiang, Yingyan Wang, Wenqing Wang a Bingeng Ru** (1994): Environ Pollut. 93-96.
- Yang, B.-Y., Hsu, F.M. a Lee, S.M.** (1968): Spore germination and leafy gametophyte of *Haplomitrium Blumii* developed in antiseptic culture.-In.: Taiwan. 73-80.

Přílohy:

Relativní směrodatná odchylka u všech měření do 10 %.

Příloha A

A 1. Hydrologické charakteristiky pro 24.6. a 25.9. 2008:

datum	lokality	konduktivita	pH	alkalinita	teplota	nasycení O ₂
24.6.	Malše-Cetviny	94	6	0,4898		
	Malše-Dolní Dvořiště	136	6	0,6614		
	Tichá-U Sv.Kamene	128	5,99	0,815		
	Malše-Loužek	155	6,15	0,7996		
	Pohoř.potok-Pohoř.Ves	60	5,75	0,2094		
	Pohoř.potok-Ličov	80	6,3	0,3065		
	Černá-Černé Údolí	56	5,7	0,1688		
	Černá-Ličov	77	6,02	0,5589		
	Malše-Pořešín	117	5,9	0,5625		
25.9.	Malše-Cetviny	79	6,33	0,3498	8,6	51,7 (5,58)
	Malše-Dolní Dvořiště	101	6,13	0,5476	8,8	52,6 (5,67)
	Tichá-U Sv.Kamene	112	6,38	0,6793	8,8	59,5 (6,5)
	Malše-Loužek	124	7,03	0,8736	9,1	51,9 (5,55)
	Pohoř.p.-Pohoří na Šumavě	36	5,6	0,1664	7,1	44 (4,9)
	Pohoř.p.-Pohoř.Ves	52	6,1	0,1947	7,9	42 (4,5)
	Pohoř.potok-Ličov	73	6,33	0,3583	8,9	44 (4,6)
	Černá-Černé Údolí	49	6,1	0,1968	8,3	47 (5,1)
	Černá-Ličov	62	6,39	0,2829	9	45 (4,9)
	Malše-Pořešín	110	6,51	0,5353	9,9	36,3 (3,82)
	Malše-Římov pod výpustí	108	5,35	0,6269	16	41 (4)

Pozn.:konduktivita v $\mu\text{S}/\text{cm}$, alkalinita v mmol/l , teplota v $^{\circ}\text{C}$, nasycení kyslíkem v % (v závorce mg/l)

A2: Obsahy prvků v meších [mg/kg sušiny] a ve vodě [µg/l] z 24.6.2008

lokality	mech/voda	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
Malše-Cetviny	Platyhypnidium riparioides	1,62	295,55	1,83	6,88	0,07	4,01	4,12
	Fontinalis antipyretica	5,81	145,28	1,66	4,12	0,06	7,63	4,52
	voda	0,05	0,33	0,32	0,02	0,01	0,01	0,17
Malše-Dolní Dvořiště	Platyhypnidium riparioides	1,16	139,67	1,86	2,46	0,10	2,52	2,01
	Fontinalis antipyretica	8,81	126,15	2,87	3,09	0,06	3,63	1,91
	voda	0,05	0,33	0,28	0,02	0,02	0,11	0,12
Tichá-U Sv. Kamene	Fontinalis antipyretica	4,05	122,81	6,42	2,19	0,07	5,25	1,30
	voda	0,05	0,33	0,35	0,01	0,00	0,27	0,10
Malše-Loužek	Platyhypnidium riparioides	11,38	189,67	3,59	3,16	0,07	8,77	3,33
	voda	0,32	0,33	0,33	0,01	0,01	0,01	0,12
Pohoř. potok-Pohoř. Ves	Platyhypnidium riparioides	3,77	156,22	4,13	3,33	0,42	10,24	1,04
	Fontinalis antipyretica	9,51	179,85	7,60	5,64	0,57	12,11	1,50
	voda	0,05	0,33	0,90	0,18	0,01	1,09	0,19
Pohoř. potok-Líčov	Platyhypnidium riparioides	3,65	208,21	5,26	5,07	0,83	6,07	0,90
	F. antipyretica+Lemanea	5,66	179,93	7,94	6,70	0,84	7,40	1,21
	voda	0,05	0,33	0,68	0,09	0,01	1,26	0,09
Černá-Černé Údolí	Hygrohypnum ochraceum	4,28	222,72	8,20	4,61	0,15	11,65	1,65
	voda	0,05	0,33	0,70	0,03	0,03	0,01	0,20
Černá-Líčov	Platyhypnidium riparioides	14,13	270,34	4,82	3,62	0,63	14,41	1,94
	Fontinalis antipyretica	8,37	159,77	4,47	2,38	0,69	10,69	1,57
	Fontinalis squamosa	3,88	120,49	3,89	2,08	0,34	6,32	1,19
	voda	0,05	0,33	0,78	0,01	0,02	0,04	0,12
Malše-Pořešín	Platyhypnidium riparioides	5,61	174,86	4,22	2,25	0,08	6,06	2,56
	P. riparioides+Ulothryx	14,37	180,28	6,62	1,95	0,08	25,51	3,08
	voda	0,05	0,33	0,75	0,05	0,01	1,08	0,13

Pozn.: Hodnoty 0,33 u Zn byly získány nahrazením nízkých hodnot mezi stanovení.

A3: Korelační koeficienty pro prvky v *Platyhypnidium riparioides* 24.6.2008

	52Cr	66Zn	111Cd	75As	208Pb	200Hg	238U
52Cr		0,86	-0,19	-0,08	0,98	0,09	0,32
66Zn			0,33	0,43	0,94	0,58	-0,20
111Cd				0,99	-0,01	0,96	-0,99
75As					0,09	0,99	-0,97
208Pb						0,26	0,14
200Hg							-0,92

A4: Korelační koeficienty pro prvky ve *Fontinalis antipyretica* 24.6.2008

	75As	66Zn	52 Cr	111Cd	200Hg	208Pb	238U
75As		0,21	0,06	0,76	-0,33	0,06	-0,39
66Zn			0,99	0,80	0,85	0,99	0,82
52 Cr				0,70	0,92	1,00	0,90
111Cd					0,37	0,70	0,31
200Hg						0,92	1,00
208Pb							0,90

B1: Obsahy prvků v meších [mg/kg sušiny] a ve vodě [µg/l] z 25.9.2008

lokality	mech/voda	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
Malše-Cetviny	Platyhypnidium riparioides	5,17	284,29	2,36	6,36	0,08	6,22	5,68
	Hygrohypnum ochraceum	15,39	177,49	4,25	3,04	0,10	16,70	6,97
	voda	0,05	0,33	0,64	0,06	0,03	0,65	0,32
Malše-Dolní Dvořiště	Fontinalis antipyretica	7,03	211,77	4,97	4,37	0,06	6,66	3,22
	voda	0,05	0,33	0,38	0,02	0,02	0,27	0,18
Tichá-U Sv. Kamene	Fontinalis antipyretica	18,33	237,41	11,20	4,44	0,08	8,80	2,55
	voda	0,05	0,65	0,37	0,01	0,02	0,90	0,09
Malše-Loužek	Platyhypnidium riparioides	6,05	115,08	2,00	1,43	0,05	4,18	2,79
	Fontinalis antipyretica	8,74	97,92	2,28	0,89	0,07	9,46	2,92
	voda	0,05	0,33	0,54	0,01	0,04	0,41	0,13
Pohoř.p.-Pohoří na Šumavě	Platyhypnidium riparioides	3,56	64,12	6,10	0,48	0,15	23,13	0,96
	voda	0,11	30,50	0,54	0,07	0,01	1,15	0,13
Pohoř.p.-Pohoř. Ves	Platyhypnidium riparioides	8,16	257,93	7,90	6,75	0,08	15,01	1,04
	Fontinalis antipyretica	9,23	179,98	8,69	5,99	0,15	15,35	1,69
	voda	0,15	30,48	0,82	0,05	0,02	0,68	0,12
Pohoř. potok-Ličov	Platyhypnidium riparioides	10,92	341,46	9,37	10,25	0,13	9,01	1,17
	Fontinalis squamosa	7,29	264,83	11,01	9,40	0,24	10,46	1,57
	voda	0,05	20,30	0,68	0,09	0,03	1,02	0,11
Černá-Černé Údolí	Hygrohypnum ochraceum	6,19	153,23	5,46	3,30	0,10	11,17	2,43
	voda	0,05	4,20	0,53	0,08	0,03	0,53	0,20
Černá-Ličov	Fontinalis antipyretica	11,08	228,70	5,60	3,58	0,09	9,37	1,90
	Fontinalis squamosa	5,57	220,38	7,83	4,80	0,20	10,61	2,19
	voda	0,05	1,74	0,59	0,06	0,06	1,53	0,13
Malše-Římov pod výpustí	Platyhypnidium riparioides	4,07	117,81	8,95	1,48	0,07	6,72	4,59
	P. riparioides+Ulothryx	12,08	123,98	10,05	1,22	0,06	10,87	3,55
	Fontinalis antipyretica	9,29	75,81	7,94	0,97	0,08	8,50	2,99
	voda	0,05	0,33	1,04	0,01	0,02	0,17	0,14

B2: Korelační koeficienty pro prvky v *Platyhypnidium riparioides* 25.9.2008

	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
52Cr		1,00	0,17	1,00	0,84	0,37	-0,90
66Zn			0,13	1,00	0,82	0,40	-0,92
75As				0,16	0,68	-0,85	0,27
111Cd					0,84	0,38	-0,90
200Hg						-0,19	-0,52
208Pb							-0,74

B3: Korelační koeficienty pro prvky ve *Fontinalis antipyretica* 25.9.2008

	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
52Cr		0,73	-0,98	-0,01	-0,44	-0,42	-0,33
66Zn			-0,57	0,68	0,30	0,32	-0,89
75As				0,21	0,62	0,60	0,13
111Cd					0,90	0,91	-0,94
200Hg						1,00	-0,70
208Pb							-0,71

C1: Obsahy prvků v meších [mg/kg sušiny] a ve vodě [µg/l] Malše 2002

datum	lokalita	mech/voda	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
24.6.	Líčov-Pohořský potok	Platyhypnidium riparioides	5,70	525,17	5,58	20,91	0,10	10,90	0,85
		voda	0,34	29,19	6,60	0,09	0,56	0,88	0,12
	Tichá u Sv. Kamene	Fontinalis antipyretica	4,17	101,40	4,29	1,79	0,06	3,41	1,63
		voda	0,28	25,99	7,18	0,21	0,05	0,74	0,12
	Dolní Dvořiště (Malše)	Fontinalis antipyretica	11,80	389,83	5,17	9,81	0,12	8,98	4,76
		Platyhypnidium riparioides	9,02	399,84	4,28	7,12	0,11	7,47	3,92
		voda	0,40	32,08	7,20	0,23	0,06	0,88	0,13
	Rožnovský potok	Platyhypnidium riparioides	6,45	210,59	12,67	0,78	0,13	7,11	2,27
voda		2,73	3,75	54,11	0,17	0,03	2,20	0,14	
27.5.	Pořešín (Malše)	Hygrohypnum ochraceum	8,12	259,58	5,54	1,91	0,09	11,49	5,36
		voda	0,58	29,35	7,51	0,28	0,40	0,68	0,14
	Římov pod výpustí	Fontinalis antipyretica	3,13	71,95	0,89	0,91	0,07	2,04	0,89
		Platyhypnidium riparioides	8,89	123,50	4,11	1,58	0,09	8,04	2,84
		voda	0,89	37,51	16,19	0,08	0,05	1,19	0,13

C2: Obsahy prvků v meších [mg/kg sušiny] a ve vodě [µg/l] rok 2005

datum	lokalita	mech/voda	75As	111Cd	52Cr	200Hg	208Pb	238U	66Zn
20.10.	Pohoř. Potok-Líčov	Fontinalis squamosa	13,25	14,40	10,51	0,31	17,67	2,38	321,71
		voda	0,47	0,07	0,59	0,12	2,32	0,11	22,18
	Černá-Líčov	Fontinalis squamosa	7,99	7,78	4,88	0,33	15,54	2,05	241,76
		voda	0,47	0,09	0,52	0,02	6,22	0,12	35,23
	Malše nad Kaplicí	Platyhypnidium riparioides	8,36	8,95	17,23	0,27	14,28	3,55	361,19
voda		0,40	0,08	0,55	0,02	3,32	0,24	28,95	
5.8.	výpust' JE Temelín	Hygrohypnum ochraceum	8,63	0,57	16,90	0,36	13,43	1,36	318,82
		voda	3,93	0,08	2,15	0,04	3,46	0,58	32,66

C3: Korelace vybraných prvků mezi obsahem v meších a vodě

prvek	korelace	
	2002	2005
52Cr	-0,14	0,52
66Zn	-0,01	-0,56
75As	0,78	-0,24
111Cd	-0,17	-0,41
200Hg	-0,02	-0,04
208Pb	-0,19	-0,19
238U	0,52	-0,51

C4: Vybrané hydrologické charakteristiky pro vybrané lokality 20.10.2005

datum	lokalita	konduktivita	pH	alkalinita	teplota	nasycení O ₂
20.10.	Pohoř.potok-Ličov	78	7,65	0,33	4,3	106,5 (12,9)
	Černá-Ličov	60	7,43	0,24	4,8	111,1 (13,2)
	Malše nad Kaplicí	137	7,76	0,72	5,6	127,9 (14,7)

Pozn.:konduktivita v $\mu\text{S}/\text{cm}$, alkalinita v mmol/l , teplota v $^{\circ}\text{C}$, nasycení kyslíkem v % (v závorce mg/l)

C5: Vypočtené korelační koeficienty pro *Fontinalis antipyretica* - Tichá u Sv. Kamene, vývoj v čase

	75As	111Cd	52Cr	208Pb	238U	200Hg	66Zn
75As		0,99	0,95	1,00	0,85	0,84	0,99
111Cd			0,99	0,98	0,92	0,74	1,00
52Cr				0,94	0,97	0,63	0,99
208Pb					0,83	0,86	0,98
238U						0,42	0,92
200Hg							0,74

C6: Vypočtené korelační koeficienty pro *Fontinalis antipyretica* – Malše -Dolní Dvořiště, vývoj v čase

	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
52Cr		0,76	0,22	0,85	0,90	0,56	0,65
66Zn			0,80	0,99	0,97	0,96	0,99
75As				0,70	0,62	0,93	0,88
111Cd					0,99	0,91	0,96
200Hg						0,87	0,92
208Pb							0,99

C7: Vypočtené korelační koeficienty pro *Fontinalis squamosa* – Černá u Líčova, vývoj v čase

	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
52Cr		0,83	0,90	0,57	-0,83	0,55	0,96
66Zn			0,99	0,93	-0,38	0,92	0,96
75As				0,87	-0,50	0,86	0,99
111Cd					-0,01	1,00	0,78
200Hg						0,01	-0,63
208Pb							0,77

D1: Vybrané hydrologické charakteristiky Stropnice 6.8.**2002**

lokalita	konduktivita	pH	alkalinita	teplota
Veveřský potok	180,0	6,54	0,674	14,7
Stropnice-N. Hradymost	154,0	6,42	0,696	16,6
Pozn.:konduktivita v $\mu\text{S/cm}$, alkalinita v mmol/l , teplota v $^{\circ}\text{C}$				

D2: Obsahy prvků v meších [mg/kg sušiny] a ve vodě [$\mu\text{g/l}$] Stropnice 6.8.2002

lokalita	mech/voda	75As	111Cd	52Cr	200Hg	208Pb	238U	66Zn
Veveřský potok	Hygrohypnum ochraceum	3,22	1,92	5,80	0,12	5,51	5,86	128,94
	voda	0,86	0,09	0,23		0,86	0,08	71,32
Stropnice-Žofínský prales	Hygrohypnum ochraceum	1,11	0,65	1,68	0,11	54,37	0,19	155,10
Stropnice-Nové Hradymost	Hygrohypnum ochraceum	6,05	4,86	9,63	0,14	5,24	5,10	281,04
Stropnice-N.Hradymost	Platyhypnidium riparioides	13,15	0,76	26,55	0,33	19,33	6,02	231,04
	Fontinalis antipyretica	2,97	0,32	2,96	0,06	5,09	4,17	97,96
	voda	1,64	0,02	0,15		0,96	0,24	42,62

D3: Obsahy prvků v meších [mg/kg sušiny] a ve vodě [$\mu\text{g/l}$] ostatní lokality

lokalita	mech/voda	52Cr	66Zn	75As	111Cd	200Hg	208Pb	238U
prameniště Lužnice-24.6.2002	Hygrohypnum ochraceum	3,69	315,63	3,81	11,50	0,12	14,39	2,45
	voda	0,53	0,64	25,10	0,07	0,02	1,00	0,19
Jordán 27.6.2004	Fontinalis antipyretica	6,97	120,13	18,24	1,12	0,16	3,45	2,79
	voda	0,52	0,03	2,36	0,02	0,05	0,64	0,45
výpusť JE Temelín-5.8.2005	Hygrohypnum ochraceum	16,90	318,82	8,63	0,57	0,36	13,43	1,36
	voda	2,15	32,66	3,93	0,08	0,04	3,46	0,58